



## Park- och trädgårdsavfall – en resurs för fastbränsle och biogas

*Park and garden waste – a solid fuel and biogas resource*

### **Partnerskap Alnarp**

**Markus Paulsson <sup>1</sup>, Sven-Erik Svensson <sup>2</sup>, Jan Erik Mattsson <sup>2</sup> &  
Bo Mattiasson <sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Lunds kommun, <sup>2</sup> SLU, Institutionen för biosystem och teknologi,

<sup>3</sup> Lunds universitet, Avd. för bioteknik

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

**Rapport 2015:10**

ISBN 978-91-576-8900-9

Alnarp 2015





**LANDSKAPSARKITEKTUR**  
**TRÄDGÅRD VÄXTPRODUKTIONSVETENSKAP**  
Rapportserie

## Park- och trädgårdsavfall – en resurs för fastbränsle och biogas

*Park and garden waste – a solid fuel and biogas resource*

### Partnerskap Alnarp

**Markus Paulsson <sup>1</sup>, Sven-Erik Svensson <sup>2</sup>, Jan Erik Mattsson <sup>2</sup> &  
Bo Mattiasson <sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Lunds kommun, <sup>2</sup> SLU, Institutionen för biosystem och teknologi,

<sup>3</sup> Lunds universitet, Avd. för bioteknik



Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

**Rapport 2015:10**

ISBN 978-91-576-8900-9

Alnarp 2015



## Förord

Denna rapport är den sista delen av projektet ”Karaktärisering av park- och trädgårdsavfall för energiutvinning” som pågått 2013-2014. Projektet har letts av Markus Paulsson på Lunds kommun och genomförts i samarbete med Jan Erik Mattsson och Sven-Erik Svensson på Inst. för biosystem och teknologi, SLU Alnarp, Bo Mattiasson på avd. för Bioteknik, Lunds universitet samt Stig Edner och Anders Persson på Sysav utveckling. Dessutom deltog Gabriella Eliasson så länge hon arbetade på Malmö stad. Projektet har fått finansiellt stöd från Region Skåne, Partnerskap Alnarp (PA-projekt 669), Lunds kommun och Malmö stad. Tack för att ni gjort denna studie möjlig.

Studiens ursprung är flera men det började med att Lunds kommun gjorde en översyn över var kommunen skall hantera sitt park- och trädgårdsavfall framöver, om anläggningen på Sankt Hans stängs. Lunds kommun, Malmö stad och Sysav har alla liknande hantering av park- och trädgårdsavfall och därför fanns det intresse av att samarbeta. Dessutom finns det ett starkt engagemang för biogas och därmed intresse av att använda materialet för biogasproduktion. Det sammanfaller väl med Region Skånes ambitioner inom Skånes färdplan för biogas. Forskare från SLU Alnarp och Lunds universitet knöts till projektet och det välfungerande samarbetet började.

Lund, mars 2015

Markus Paulsson, Sven-Erik Svensson, Jan Erik Mattsson & Bo Mattiasson

Omslagsbild: krossat och siktat trädgårdsavfall 10-40 mm. Foto: Markus Paulsson



## Innehåll

|   |    |
|---|----|
| Summary.....  | 5  |
| Sammanfattning.....   | 7  |
| Bakgrund .....  | 9  |
| Lundamodellen – ett hanteringssystem för parkavfall där fastbränsle utvinns ..... | 11 |
| Krav på fastbränsleråvara.....  | 12 |
| Syfte & mål.....  | 12 |
| Karaktärisering av park- och trädgårdsavfall som energiråvara.....                | 13 |
| Provtagningsförfarande.....   | 13 |
| Utvärdering av kompostråvara som fastbränsle .....                                | 15 |
| Material och metoder.....   | 15 |
| Resultat och diskussion .....   | 16 |
| Slutsats.....   | 22 |
| Utvärdering av kompostråvarans metanpotential .....                               | 22 |
| Material och metoder.....   | 22 |
| Resultat och diskussion .....   | 24 |
| Slutsatser.....   | 34 |
| Utvärdering av kompostråvaran som gödselmedel på åker efter rötning .....         | 35 |
| Material och metod.....   | 35 |
| Resultat och diskussion .....   | 35 |
| Slutsats.....   | 37 |
| Diskussion .....  | 38 |
| Rekommendationer.....   | 40 |
| Utveckla dagens hantering för mer fastbränsle .....                               | 40 |
| Utveckla dagens hantering för mer biogassubstrat.....                             | 40 |
| Utveckla metoder för ökad biogasproduktion och högre växtnäringskvalitet .....    | 40 |
| Slutsats rörande rekommendationer.....  | 40 |
| Referenser .....  | 41 |





## Summary

Park, yard and garden waste from city parks, recycling stations and residential bins in Lund and Malmö was investigated and characterised for use as solid fuel or as substrate for biogas production. The material was sorted, crushed and then sieved into two rotary machine screens (Doppstadt SM 620), first at 40 mm and then 10 mm, giving four machine-screened fractions: >40 mm, 0-40 mm, 0-10 mm and 10-40 mm. Comparisons with manual screening of the material into several fractions showed that machine screening was good at separating fractions according to size. The >40 mm fraction is mainly woody and is currently sold as solid fuel for heating plants in southern Sweden, so no further analysis was performed on that fraction.

The 0-10 mm, 0-40 mm and 10-40 mm fractions were analysed physically and chemically and their methane potential was determined. Ash content determinations revealed that the ash concentration in these fractions was too high to give a good heat value and thus they are not suitable as solid fuel. The exception was certain fractions originating from parks in Lund (S:t Hans samples), probably because the material was better source-separated according to the 'Lund model' and thus contained a smaller amount of soil and other contaminants.

Studies on methane potential, using both traditional anaerobic digestion and dry fermentation digestion, showed great variation in the amount of biogas that could be produced from the different materials (65-400 ml CH<sub>4</sub>/g VS). Most of the materials tested had lower methane potential than reported in previous literature, probably because they were of mixed origin, with large amounts of contaminants (e.g. soil). Pre-treatment of the material with warm (50°C) alkali increased the methane potential in most cases but the variation was still great (range 80-465 ml CH<sub>4</sub>/g VS). More research is needed to identify effective pre-treatment methods that can utilise the energy in woody biomass for biogas production.

The park and garden waste tested had quite low levels of nutrients. This meant that the concentration of heavy metals was relatively high compared with the nutrient content. It is primarily the content of lead and cadmium that is problematic if the digestate from anaerobic digestion of park and yard waste is used as a fertiliser on agricultural land. It is probably better to use the material on park soil or co-digest park and garden waste with other substrates, e.g. algae, seaweed or other non-agricultural organic waste. The development of methods and technologies that can remove heavy metals should be prioritised, so that biodigestion residues are acceptable as a bio-fertiliser on agricultural land.

The results showed that source separation and management of park and garden material play a major role for its heating value and methane potential. A quick and easy way to produce more raw materials for biogas production from park and garden waste is to source-separate it into soft and hard fractions. The soft fraction, e.g. fruit, grass clippings and hedge clippings, can be used for biogas, while the hard fraction can be used as solid fuel. This approach should be tested on a larger scale in order to investigate its potential and sustainability. Another idea that emerged during the project was to increase the amount of solid fuel by decreasing the particle size, e.g. from 40 to 30 mm in the rotary machine screen. Tests are needed to investigate whether this affects the fuel quality (i.e. ash and potassium content).



## Sammanfattning

Park- och trädgårdsavfall från parker, återvinningscentraler (ÅVC) och villakärl i Lund och Malmö har undersökts och karaktäriserats med avseende på att användas som fastbränsle respektive i biogasproduktion. Det undersökta materialet har grovsorterats, krossats och därefter siktats i två trumsiktar, först på 40 mm och sedan på 10 mm. Efter siktningen erhöles fyra maskinsållade fraktioner: >40 mm, 0-40 mm, 0-10 mm och 10-40 mm. Handsållning av materialet i fler fraktioner visade att maskinsållningen var bra på att separera fraktionerna efter storlek. Fraktionen >40 mm är huvudsakligen vedartad och säljs redan idag som ett etablerat fastbränsle till värmeverk i södra Sverige. Därför har ingen fördjupad analys gjorts på denna säljbara fraktion.

De andra tre fraktionerna har undersökts fysikaliskt, kemiskt och dess metanpotential har bestämts. Bestämningen av askhalten visade att de tre fraktionerna hade för höga askhalter för att få ett bra värmevärde och därmed är de inte lämpliga som fastbränsle. Undantaget är vissa fraktioner som kommer från Lunds parker. Detta beror antagligen på att materialet har en bättre sortering, när parkavfallet källsorteras efter "Lundamodellen" i två fraktioner. Denna sorteringsmetod gör att det följer med en mindre mängd jord och andra föroreningar. Lundamodellen gör det möjligt att få fram större kvantiteter av både bränsleflis och bränslekross från parkavfall.

Metanpotentialstudien, både med traditionell rötning och med torrötning, gav stor variation på mängden metangas (65-400 ml CH<sub>4</sub>/g VS) som kan produceras från de olika materialen. De flesta proverna hade lägre potential än tidigare litteraturdata vilket antagligen beror på ett blandat material med bl.a. mycket föroreningar i form av jord. Förbehandling av materialen med varm (50°C) alkali förbättrade i de flesta fallen metanpotentialen, men även här var variationen stor med metanutbyten mellan 80 och 465 ml CH<sub>4</sub>/g VS. Mer forskning behövs för att få fram effektiva förbehandlingsmetoder som kan utnyttja energin i vedartat material för biogasproduktion.

Det undersökta park- och trädgårdsavfallet har ganska låga halter av växtnäringsämnen. Det gör att halterna av tungmetaller blir relativt höga jämfört med innehållet av växtnäringsämnen. Det är framför allt innehållet av bly och kadmium som blir problematiska om park- och trädgårdsavfallet efter rötning skall användas som biogödsel på åkermark. Det är troligen bättre att använda materialet på parkmark eller att samröta park- och trädgårdsavfall med t.ex. alger och tång eller annat organiskt avfall som inte kommer från lantbrukssektorn. Att utveckla metoder och teknik som kan avlägsna tungmetallerna så att rötresten blir acceptabel som biogödsel på åkermark bör prioriteras.

Studien indikerar att källsortering och hantering av materialet spelar mycket stor roll för bränslevärdet såväl som för biogaspotentialen. Ett snabbt och effektivt sätt att få fram mer råvara för biogasproduktion ur park- och trädgårdsavfall är att källsortera det i mjuka och fasta fraktioner. De mjuka fraktionerna, exempelvis frukt, gräsklipp och häckklipp, används till biogas, medan de fasta blir fastbränsle. Detta förslag bör provas i större skala för att undersöka potential och hållbarheten i sådant förfarande. En annan idé som uppkommit under projektet är att undersöka om mängden fastbränsle kan ökas genom att minska sållstorleken, t.ex. från 40 till 30 mm på trumsikten, med bibehållen bränslekvalitet (d.v.s. låg askhalt och lågt kaliuminnehåll).



## Bakgrund

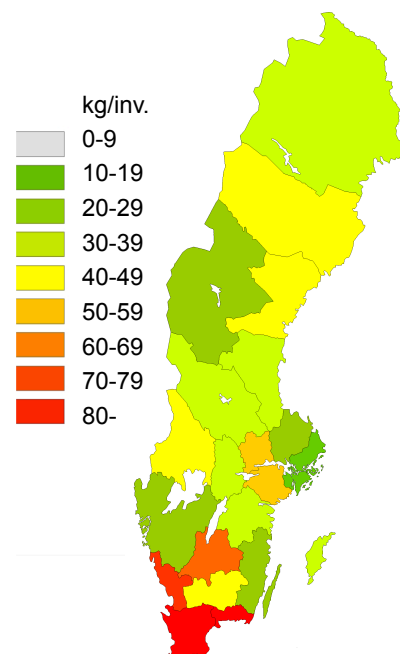
Park- och trädgårdsavfall består i huvudsak av stam, grenar, kvistar och blad eller barr från träd, buskar och häckar samt gräsklipp, löv och ogrärens. Nuvarande användning är främst som fastbränsle eller råvara för kompostering. Dessa två användningsområden kompletterar varandra väl. Som fastbränsle vill man ha så stor andel grov stam- och grenved som möjligt och så liten andel näringsrik finkvist, blad och barr som möjligt. Som kompostråvara vill man använda näringsrik finkvist, blad, barr och gräsklipp och endast så stor andel grövre grenar som behövs för att ge en lämplig struktur i komposten, bl.a. för att få lagom ventilation. Marknadsvärdet för park- och trädgårdsavfall är högre som fastbränsle än som kompost. Därför vill man att så hög andel som möjligt kan användas som råvara för fastbränsle.

Park- och trädgårdsavfall hanteras i stora mängder i Sverige idag. Enligt statistik från 2006 hanteras 450 000 ton om året (Linné m.fl. 2008). Nyligen genomfördes en inventering av mängderna park- och trädgårdsavfall som samlades in i Lunds kommun under 2011 (Bengtsson 2012). Resultatet från inventeringen antyder att mängderna underskattats tidigare. Därför initierades det inom projektet ett examensarbete där det gjordes en ny inventering av mängderna park- och trädgårdsavfall i Sverige, av Hannes Stjärna. Stjärna (2014) samlade in både statistik och gjorde enkäter och han kom fram till att det hanteras 410 000 ton park- och trädgårdsavfall i de kommuner som svarat, vilka omfattar 90% av Sveriges befolkning.

Grunddata som Stjärna samlade in bearbetades vidare inom projektet för att se fördelningen över landet. Resultatet visas i figur 1, där man ser de regionala skillnader som finns inom Sverige med en större insamling i södra Götaland. Detta kan också förklara varför denna undersökning initierats av de olika aktörerna i Skåne.

Enligt Linné m.fl. (2008) komposterades 74% av park- och trädgårdsavfallet i Sverige. Resten flisas eller krossas och används t.ex. som bränsleråvara för uppvärmning. I Lunds kommun och på Sysav delar man sedan flera år tillbaks upp park- och trädgårdsavfallet i bränsleflis, bränslekross och kompostråvara. På så sätt komposterar bara 61% av detta avfall i Lund (Bengtsson 2012). I Lund får man alltså ut mer energi av avfallet än genomsnittligt i landet. Det finns idag ingen vetenskapligt beskriven gräns för vilken del av avfallet som är lämpligt att bränna respektive icke lämpligt att bränna. Mängden närsalter och föroreningar spelar stor roll för vilka

behandlingsmetoder som är lämpliga. Fr.a. mängden föroreningar, t.ex. metaller, är dåligt känt när det gäller park- och trädgårdsavfall. Davidsson m.fl. (2007) konstaterar att park- och trädgårdsavfall generellt sett är dåligt undersökt.



Figur 1. Park- och trädgårdsavfall per invånare och år fördelat länsvis.

Behandling av park- och trädgårdsavfall kostar en hel del eftersom det hanteras många gånger. Avfallet samlas in och transporteras till en behandlingsplats. Själva behandlingen varierar, men många delar upp avfallet i kompostråvara och i brännbar fraktion. Det brännbara samlas på hög, krossas eller flisas och transporteras till värmeverk. Komposteringen sker i sträng- eller bäddkomposter alternativt i madrasskomposter. Vid madrasskompostering får materialet ligga i ca 3 år, med vändning minst en gång per år. Vändningsfrekvensen är betydligt tätare när det gäller sträng- och bäddkompostering. Den bildade kompostjorden skall sedan avyttras. Ofta används den inom kommunala verksamheter, men det finns även de som säljer förädlad kompostjord i säckar. Många anläggningar har överskott på kompostjord och har svårt att avyttra den till ett rimligt pris. I dessa fall får man i bästa fall betalt för transporten. Sammanlagt hanteras samma mängd många gånger innan den avyttrats. Ett problem är också att hanteringen och lagringen tar plats.

Att kompostera park- och trädgårdsavfall är ett ineffektivt sätt att utnyttja det organiska materialets energi- och växtnäringsinnehåll. Normalt tar man inte tillvara den lågvärdiga värmeenergi som bildas vid komposteringen och en stor del av kvävet försvinner till luften, främst som ammoniak. Det kan även spontanbildas en del metangas, om komposten inte sköts på rätt sätt. Dessutom bildas det dag- och lakvatten som måste tas om hand på ett bra sätt.

Den del av park- och trädgårdsavfallet som inte kan nyttjas som fastbränsleråvara måste behandlas på något annat sätt. I stället för att kompostera materialet skulle man kunna använda det för att producera biogas och biogödsel. Då får man högvärdig energi i form av metangas och en biogödsel som behåller i princip alla näringsämnen som fanns i ursprungsmaterialet. Genom att kombinera behandlingsmetoderna förbränning och rötning leder det till ett förbättrat energiutbyte och resulterar i mindre platsbehov jämfört med kompostering.

Det finns relativt få uppgifter om hur mycket biogas man kan få från park- och trädgårdsavfall. En källa är Nordberg & Nordberg (2007) som anger att man kan få 250 m<sup>3</sup> metan/ton VS. Triolo m.fl. (2012) anger ett intervall på ca 150–ca 330 m<sup>3</sup> metan/ton VS, beroende på materialets lignifieringsgrad och hur stor andel kristallin cellulosa som finns i materialet. Detta leder till att ”kompostfraktionen” i park- och trädgårdsavfallet bör ha en högre metangaspotential än den mer vedartade fraktionen. Samtidigt som man använder ”kompostfraktionen” för biogasproduktion kan man använda den vedartade delen som fastbränsle. Ett energikombinat kan på så sätt skapas. Att vid biologisk behandling ta tillvara energin är dessutom positivt ur klimatsynpunkt (Boldrin m.fl. 2011).

Om man kan använda allt park- och trädgårdsavfall för energiutvinning, antingen som råvara till förbränning eller biogasproduktion, så skulle det kunna leda till en bättre resurshushållning. Biogasproduktion leder också till att i princip alla näringsämnena återfinns i rötresten (biogödseln). Det borde göra biogödsel mer attraktiv än kompostjord, vilket det idag finns ett överskott på. Mängderna park- och trädgårdsavfall som hanteras är ganska stora och materialet är relativt billigt som biogassubstrat jämfört med många andra nya substrat. Detta i sig gör park-

och trädgårdsavfall intressant som råvara för produktion av fastbränsle respektive biogas. I bästa fall kan både energiföretag och avfallshanterarna tjäna på en förbättrad hantering av detta avfall.

En stor del av park- och trädgårdsavfallet är vedartat och rikt på lignocellulosa. Att det inte finns någon storskalig etablerad metod för att göra biogas av material rikt på lignocellulosa kan vara en anledning till att det inte produceras biogas från avfallet i dag. Kan man hitta ekonomiska metoder som effektiviserar biogasproduktion från lignocellulosarika material är man ett steg närmare storskalig biogasproduktion. Huvudproblemen är både att materialet mekaniskt är svårt att hantera i en biogasanläggning och att metanutbytet är lågt i förhållande till volymen. Waxegård (2013) föreslår en förbättrad källsorteringsmodell för trädgårdsavfall där man tydligare instruerar avfallslämnarna att dela upp avfallet i en ”mjuk” lättomsättbar fraktion för rötning, t.ex. gräs- och häckklipp, löv, etc. och en ”hård” vedartad fraktion för förbränning, t.ex. grova kvistar, grenar och stammar.

### **Lundamodellen – ett hanteringssystem för parkavfall där fastbränsle utvinns**

Lunds kommun har i samarbete med SLU Alnarp, sedan 2002, utvecklat ett hanteringssystem för parkavfall där fastbränsle utvinns. Detta hanteringssystem, den s.k. ”Lundamodellen”, har fallit mycket väl ut och sparat avsevärda kostnader, jämfört med tidigare då parkavfallet användes uteslutande som kompostråvara. Samtidigt har miljön också blivit en stor vinnare genom att energiinnehållet i parkavfallet kan användas för el- och fjärrvärmeproduktion (Johansson & Blom 2005).

Enligt Jönsson (2007) är det biobränslets höga kvalitet som visat sig vara en betydande faktor för att ”Lundamodellen” fallit så väl ut. Genom det valda hanteringssystemet för parkavfallet får man möjlighet till att producera en torr bränsleflis som har ett högt värde på bränslemarknaden. Bränsleflis kan produceras i och med att man undviker att få med oorganiskt material i form av sand och grus vid hanteringen av parkavfallet. Sönderdelningstekniken är mycket viktig för slutresultatet och den är starkt beroende av hanteringen av avfallet. Ett väl sorterat material med låg halt av föroreningar kan sönderdelas med flishugg. På så sätt kan bränsleflis produceras, vilket är ett mycket attraktivt biobränsle, t.ex. i kraftvärmeverk. I de fall parkavfallet inte kan hållas helt rent från oorganiska föroreningar så kan bränslekross, en annan intressant biobränslefraktion, produceras med hjälp av en hammarkvarn eller en långsamtgående valskross. Dessa maskiner tål föroreningar, i det sorterade parkavfallet, betydligt bättre än en flishugg, men bränslekross har ett lägre marknadsvärde jämfört med bränsleflis.

För att det ska finnas möjlighet att sortera fram ett så rent material att det går att sönderdela det med en flishugg och få lönsamhet i det, så krävs enligt Jönsson (2007) följande förutsättningar: Vid avverkningsplatsen måste det vara tillräckligt mycket material så att det som ska sönderdelas med hugg respektive kross kan köras i separata transporter. Vidare krävs det att det finns en tillräckligt stor mängd material för att det ska vara lönsamt för entreprenören att ställa upp flishuggen respektive krossen. Dessutom bör man även ha en kontrollperson på lagringsplatsen för det inkommande materialet, så att det är rätt sorterat och läggs på rätt ställe inför

sönderdelningen. Utöver Johansson & Blom (2005) samt Jönsson (2007) så beskriver flera andra Lundamodellen, bland annat Bengtsson (2012) och Waxegård (2013).

### **Krav på fastbränsleråvara**

Fastbränsleråvaran bör ha så låg andel oorganiska föroreningar som möjligt (i form av sand, grus etc.) eftersom de kan orsaka slitage under sönderdelning och matning av bränslet, stora askmängder i pannan och asksmältning och påslag på pannväggarna, särskilt vid hög halt av bl.a. kalium, kalcium och natrium. Fastbränsleråvarans fukthalt bör inte vara för hög vid längre tids lagring och under förbränning, men detta är något som man lärt sig att hantera för skogsbränslen och salix. Fukthalten vid leverans till värmeverk bestäms genom provtagning och värmeinnehållet beräknas. Man utgår då från ett normalt värmevärde för torrt biobränsle och reducerar med den energi som går åt att förångna fukten i bränslet. Det förutsätter att askhalten inte är mer än någon enstaka procent. Annars får man även reducera priset för detta. Askhalten definieras som kvoten av askans massa och torrsubstansens massa före förbränning. Stamved har en askhalt under 1%, medan skogsbränsle från grenar och toppar, s.k. grot, normalt har en askhalt mellan 1 och 3% (Bioenergihandboken, internet, 2014; Bioenergiportalen, internet 2014; Pettersson (2007); Strömberg (2008)). Stubbflis har en normal askhalt på 1,5% (Strömberg, 2008). Larsson (2011) har dock uppmätt askhalter i stubbflis omkring 9% och med en stor spridning. Halm och rörflen har normalt en askhalt på 6-7% (Bioenergihandboken, internet 2014).

Park- och trädgårdsavfall som ska användas som fastbränsle bör ha en askhalt under 10%. Fastbränsle med högre askhalt kan accepteras vid sameldning med avfall, men då har det inget eller ett mycket lågt marknadsvärde.

Av erfarenhet vet man att fastbränsleråvara som består av grov stam- och grenved har lägre askhalt än råvara som består av finkvist, blad och barr. Därför sker en sortering av park- och trädgårdsavfall i *fastbränsle*- respektive *kompostråvara* normalt redan före sönderdelning. Vid Sysavs komposteringsanläggning på Spillepengen sker dessutom en sållning efter krossning av materialet i en 40 mm trumsikt där det som är så grovt att det inte passerar genom sållet används som *fastbränsleråvara*. Endast det finare materialet som passerar genom sållet används som *kompostråvara*.

### **Syfte & mål**

Syftet med projektet är att öka kunskapen om park- och trädgårdsavfall och hur man kan öka utnyttjandet i form av bioenergi, som fastbränsle och biogas från dessa avfallsslag.

Målsättningen är att mängderna park- och trädgårdsavfall i Sverige uppskattas och en översiktlig karaktärisering av materialet genomförs. I en kemisk/fysikalisk-analys beskrivs materialet och tester utförs för att bestämma biogaspotentialen. På så sätt blir det möjligt att bestämma föroreningsgrad, vilket material som lämpar sig, respektive inte lämpar sig för förbränning, hur man får ut mest biogas av fraktionen *kompostråvara* som inte är lämplig att förbränna samt om



*kompostråvaran* efter rötning har så hög kvalitet ur växtnäringssynpunkt att rötresten kan användas som gödselmedel på åkermark.

## Karaktärisering av park- och trädgårdsavfall som energiråvara

### Provtagningsförfarande

Park- och trädgårdsavfall från olika källor transporterades till Spillepengen, Sysavs avfallsanläggning i Malmö för bearbetning (grovsortering, krossning och siktning) samt provtagning. Provernans ursprung var:

- Spillepengen – blandat park och trädgårdsavfall
- LRV/VA Syd villa – Material insamlade från kärl från villaträdgårdar av Lunds renhållningsverks respektive VA Syd
- S:t Hans – Lunds kommuns anläggning för hantering av parkavfall
- ÅVC – grönavfall från återvinningscentraler i Lund och Malmö

Park- och trädgårdsavfallet grovsorterades med en kran av en maskinförare. Det som bedömdes vara kompostråvara transporterades med kranen till en långsamtgående valskross (Doppstadt Büffel DW-3060<sup>1</sup>). Det krossade materialet fördes över med en hjullastare till ett roterande trumsåll (Doppstadt SM 620) med 40 mm maskvidd.

Valskrossen mal sönder stora bitar till mindre bitar, medan föroreningar i form av finare jordpartiklar passerar igenom relativt opåverkade. Genom att sålla det krossade materialet kan finare jordpartiklar skiljas från de större bitarna som ska användas som fastbränsle. Sällning av krossat material görs regelmässigt på Spillepengen, med ett stort trumsåll med 40 mm hål, för att sålla fram en fastbränsleråvara.

För att undersöka om en del av det material som har passerat genom 40 mm-sållet, d.v.s. <40 mm i storlek, skulle duga som fastbränsle- eller biogasråvara har i projektet fraktionen 0-40 mm även sållats i ett 10 mm trumsåll. På så sätt erhöles totalt fyra sållfraktioner: en bränslefraktion (>40 mm) och tre fraktioner av det som nu används som *kompostråvara* (0-40 mm). Materialet >40 mm som inte passerade genom sållet klassades direkt som fastbränsle och analyserades inte vidare.

En hypotes för detta projekt är att en del av det material som nu används som *kompostråvara* istället kan användas som *biogasråvara* (*biogassubstrat*). Fortfarande gäller att så mycket som

---

<sup>1</sup> Se en Büffel DW-3060 i arbete på video: [www.youtube.com/watch?v=i2XGmlzRkSk](http://www.youtube.com/watch?v=i2XGmlzRkSk).

möjligt ska användas som *fastbränsle*. Ur kompostråvaran, 0-40 mm, togs därför två nya fraktioner fram genom att sälla denna på en trumsikt med 10 mm storlek på hålen (Doppstadt SM 620), se figur 2. Då erhöles fraktionerna 0-10 mm, 10-40 mm från den ursprungliga fraktionen 0-40 mm. Ur dessa tre fraktioner togs prover för kemisk analys, bestämning av askhalt och för analys av biogaspotential.



Figur 2. Maskinsåll som användes vid studien. Foto: Jan Erik Mattsson

### **Maskin- och handsållning inför provberedning – sammanfattning**

I projektet maskinsållades det krossade materialet i två steg med två stora roterande trumsåll. Först användes trumsållet med 40 mm hål. De stora bitar som inte passerade genom 40-mm-hålen fortsatte till slutet av trumman och klassades som *maskinsållfraktion fastbränsle* (se figur 2). Det material som gick genom hålen fick beteckningen *maskinsållfraktion 0-40 mm*. En del av denna fraktion sållades i samma typ av maskintrumsåll, men med 10 mm hål. Det material som

inte passerade genom hålen och fortsatte genom hela trumman fick beteckningen *maskinsållfraktion 10-40 mm*. Det som passerade genom 10-mm-hålen fick beteckningen *maskinsållfraktion 0-10 mm*.

Kompostråvara bestående av de maskinsållade fraktionerna 0-40 mm, 0-10 mm och 10-40 mm av krossat park- och trädgårdsavfall samlades in för hand i tre provkärl per fraktion, totalt 9 provkärl per provtagningstillfälle. För att få representativa prov fylldes varje provkärl med ca 10 delprov, som togs ut från varje siktad maskinsållfraktion efter trumsikten. De 10 delproven slogs ihop till ett samlingsprov vilket sedan upprepades två gånger, d.v.s. totalt sett fick vi tre samlingsprov från varje fraktion. Prover samlades in vid fyra tillfällen; 2013-05-07, 2013-07-23, 2013-09-30 och 2013-10-11. Dessutom gjordes ett mindre test av metoden på prover insamlade 2013-04-24.

De maskinsållade fraktionerna handsållades i laboratorieskala för att se vilka delfraktioner de olika maskinsållade fraktionerna bestod av, d.v.s. ett mått på hur väl maskinsållet fungerade. De handsållade fraktionerna vägdes före och efter torkning i 70°C i torkskåp för bestämning av deras torrsubstansandel och fukthalt. Skillnad i vikt före och efter torkning antogs vara borttorkat vatten. Askhalten och torrsubstansandelen i handsållade fraktioner är underlag för att avgöra om någon fraktion har tillräckligt låg askhalt för att vara intressant fastbränsleråvara. De kan t.ex. även ge en indikation på att ett annat såll, t.ex. ett 20 mm-såll, skulle kunna ge en intressant råvara för fastbränsle eller biogas.

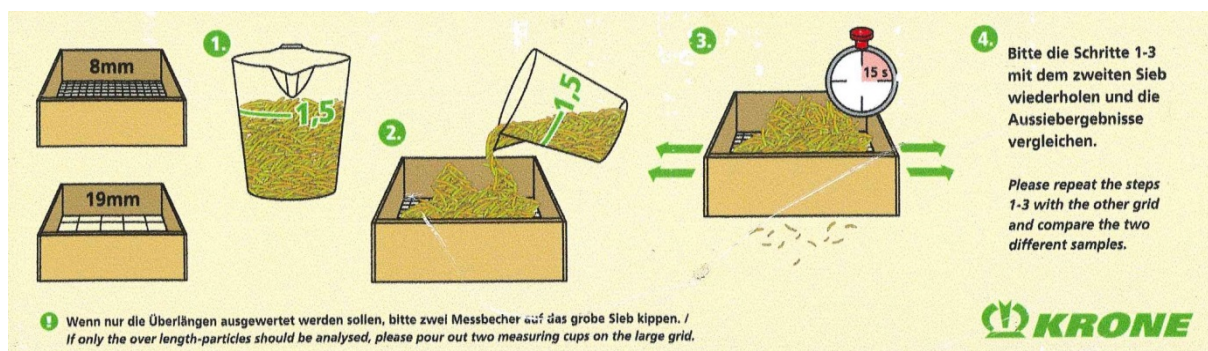
## **Utvärdering av kompostråvara som fastbränsle**

### **Material och metoder**

För de handsållade fraktionerna (enligt ovan) med tillräckligt låg askhalt är även halten av kalium, kalcium och natrium avgörande om de är lämpliga som fastbränsle. Detta eftersom höga halter av dessa ämnen kan leda till slagg på roster och pannväggar, vilket försämrar förbränning och värmeutbyte. Provernas askhalt bestämdes av LMI AB i Helsingborg i samband med kemisk analys via bestämning av glödförlust. Partiklarnas storleksfördelning bestämdes i lab på SLU Alnarp, enligt nedan.

### ***Bestämning av partikelstorleksfördelning i kompostråvara***

Samtliga prover sållades färska för hand i tre fraktioner, >19 mm, 8-19 mm och <8 mm med sållningsmetod enligt figur 3.



Figur 3. Utrustning och metod för handsällning.

De erhållna handsällade fraktionerna vägdes. Cirka 1,5 liter av varje fraktion vägdes före (råvikt) och efter torkning (torrvikt) i 1 dygn i torkskåp som höll 70°C. Skillnaden mellan råvikt och torrvikt antogs vara borttorkat vatten (även om en del andra flyktiga ämnen kan ha ingått i råvikten).

Den torkade handsällade fraktionen <8 mm handsällades ytterligare en gång med ett 4 mm hålsäll. Skälet att sälla denna finfraktion efter torkning var att små och fuktiga partiklar kan klibba ihop med varandra och med större partiklar och därmed hamna i "fel" sällfraktion. Skälet att göra den första sällningen vid samma fukthalt som vid provtagningen var att ha samma fuktförhållande och risk för hopklibbning av partiklar som vid en storskalig sällning av fuktig kompostråvara. Med kännedom om total råvikt och fukthalt för varje fraktion beräknades deras andel av torrsubstansen.

## Resultat och diskussion

### Partikelstorleksfördelning

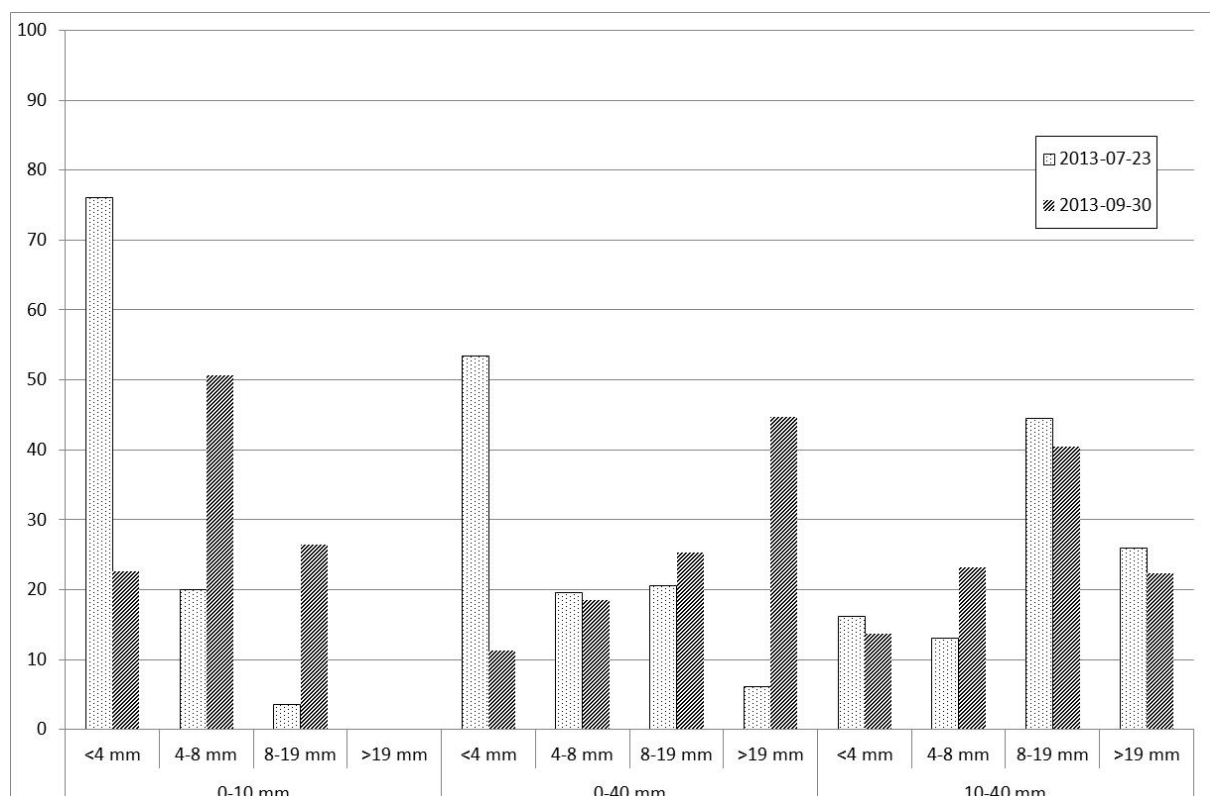
En fråga i projektet var om maskinsållen effektivt skilde på små och stora partiklar. Tanken med det extra 10 mm-sället var att se om *maskinsällfraktion 10-40 mm* blev tillräckligt fri från fina jordpartiklar för att kunna användas som fastbränsle eller biogasråvara.

Testade kompostråvaror (d.v.s. krossade och siktade *maskinsällsfraktioner 0-40 mm*) hade fukthalter mellan ca 30 och 60%. Vid dessa fukthalter kan små partiklar klibba fast på större bitar och hamna i "fel" sällfraktion. Därför togs prover av de olika maskinsällfraktionerna för handsällning i laboratorium (se beskrivning ovan).

Handsällningen visade att maskinsällningen lyckades bra med att sälla bort finfraktion från större bitar. Genomgående så minskade andelen finfraktion (<4 mm) när *maskinsällfraktion 0-40 mm* sällades med 10 mm maskintrumsället. I *maskinsällfraktionen 0-40 mm* var 25-55% av torrsubstansen partiklar <4 mm. Maskinsällningen i 10-mm-trumsället minskade andelen av dessa finpartiklar till 5-15% av torrsubstansen i *maskinsällfraktionen 10-40 mm*.

Skillnaden i andel finfraktion (25-55%) i olika prov av *maskinsällfraktion 0-40 mm* kan bero på flera saker. Vid olika tider på året kan olika typ av park- och trädgårdsavfall ha levererats och

dessas kan ha haft olika grad av förorening med sand och andra jordpartiklar. Väderleken under och strax före provtagning kan ha påverkat materialets fukthalt, vilket kan ha påverkat hur mycket finfraktion som klubbade fast vid större bitar och därför inte passerade genom 10-mm-maskinsållet.



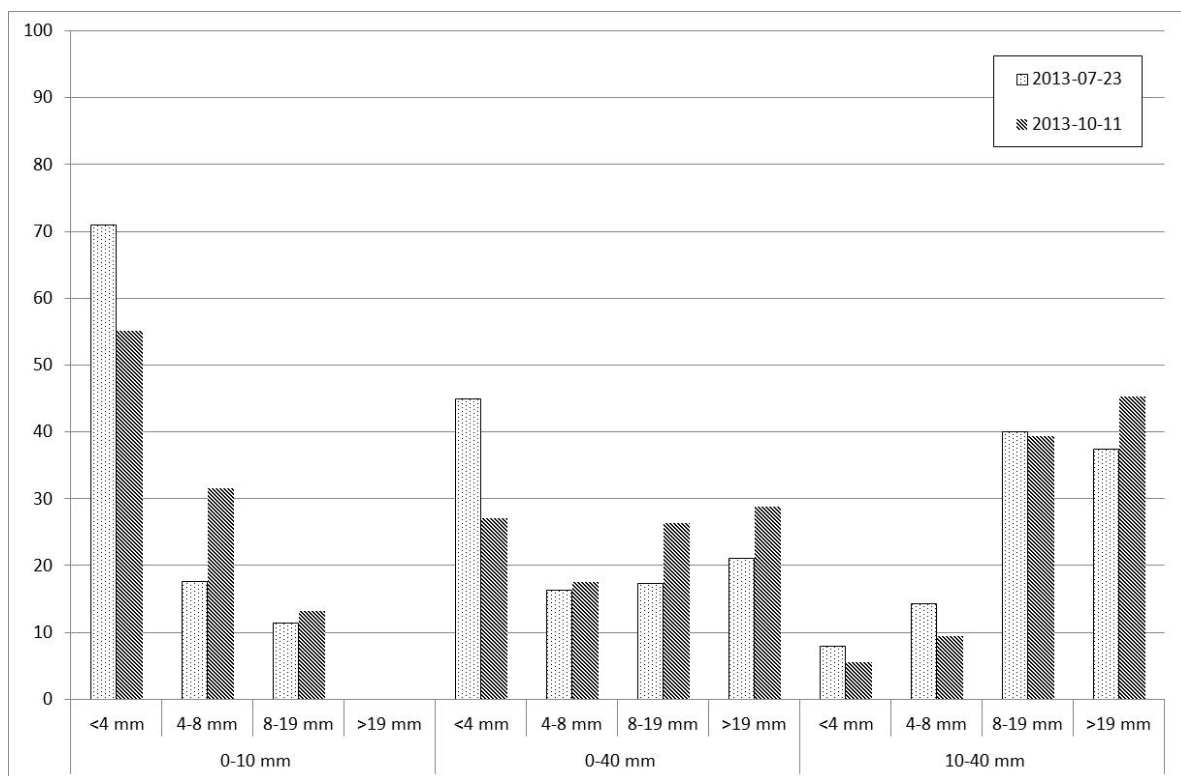
Figur 4. Procentuell viktfordelning av torrsubstansen inom respektive prov i de olika maskinsållade sållfraktionerna, 0-10 mm, 0-40 mm resp. 10-40 mm efter handsållning av kompostråvara från LRV Villa.

I maskinsållfraktionerna 0-40 mm från LRV Villa tagna på sommaren, d.v.s. 2013-07-23, var fukthalten ca 30% för de handsållade sållfraktionerna <4, 4-8 och 8-19 mm, d.v.s. de var ganska torra. Sållfraktionen >19 mm hade strax över 40% fukthalt (men troligen med en ytfukthalt omkring 30%). Den låga fukthalten kan ha gjort att endast en mindre del av finfraktionen klubbade fast vid, och följde med, stora bitar till maskinsållfraktion fastbränsle. En stor del av finfraktionen hamnade där den skulle, d.v.s. i maskinsållfraktion 0-40 mm. När denna sedan sållats i 10 mm maskintrumsåll har huvuddelen gått genom även detta hålsåll och hamnat i maskinsållfraktion 0-10 mm. Se figur 4 ovan.

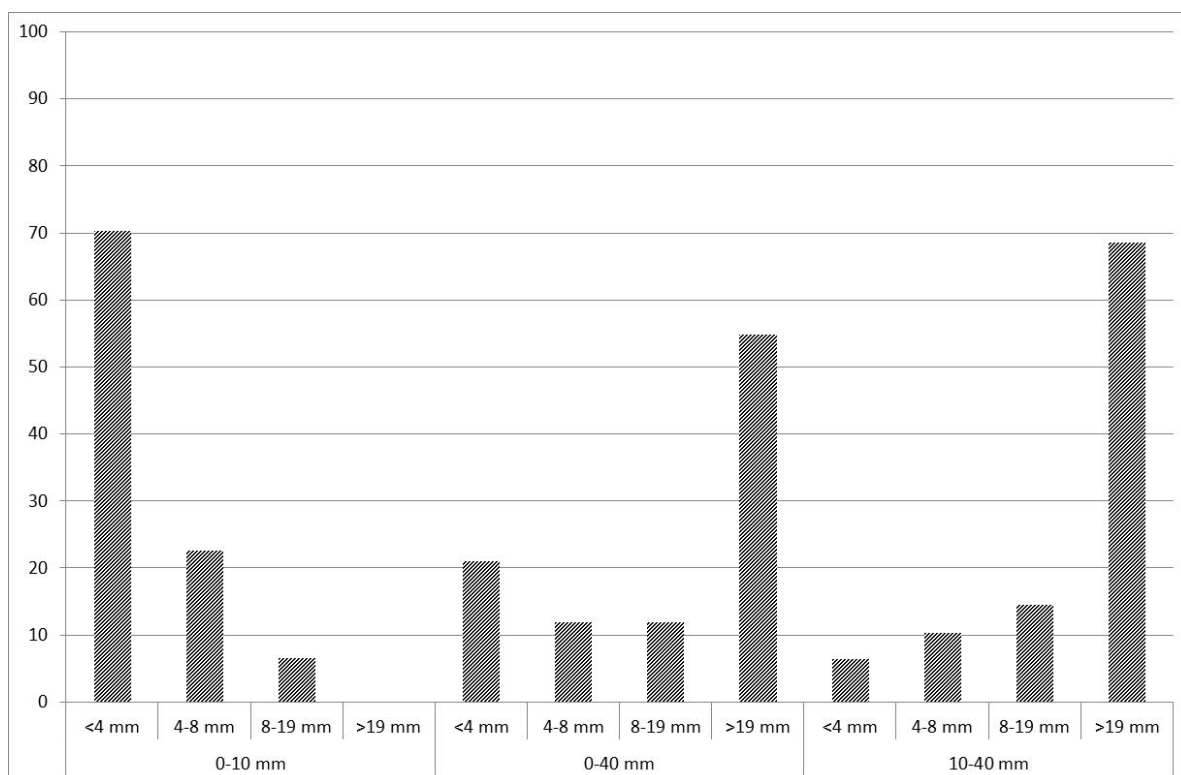
I maskinsållfraktionerna 0-40 mm från LRV Villa tagna på hösten, d.v.s. 2013-09-30, var fukthalten mycket högre, ca 60%, för samtliga handsållade sållfraktioner. Då kan en stor del finfraktion klubbats fast på stora bitar och hamnat i sållfraktion >40 mm, vilket kan vara förklaringen till dels den lägre andelen finfraktion i maskinsållfraktion 0-40 mm, dels den måttliga minskningen av finfraktion genom sållning i 10-mm-trumsållet. En annan eller ytterligare förklaring kan vara att utgångsmaterialen inte har varit lika mycket förorenade med jordpartiklar under sommaren som under hösten.

Motsvarande diskussion om årstidens och fukthaltens betydelse, som för LRV Villa ovan, kan föras för kompostmaterial från Återvinningscentralerna (ÅVC). Se figur 5 nedan.





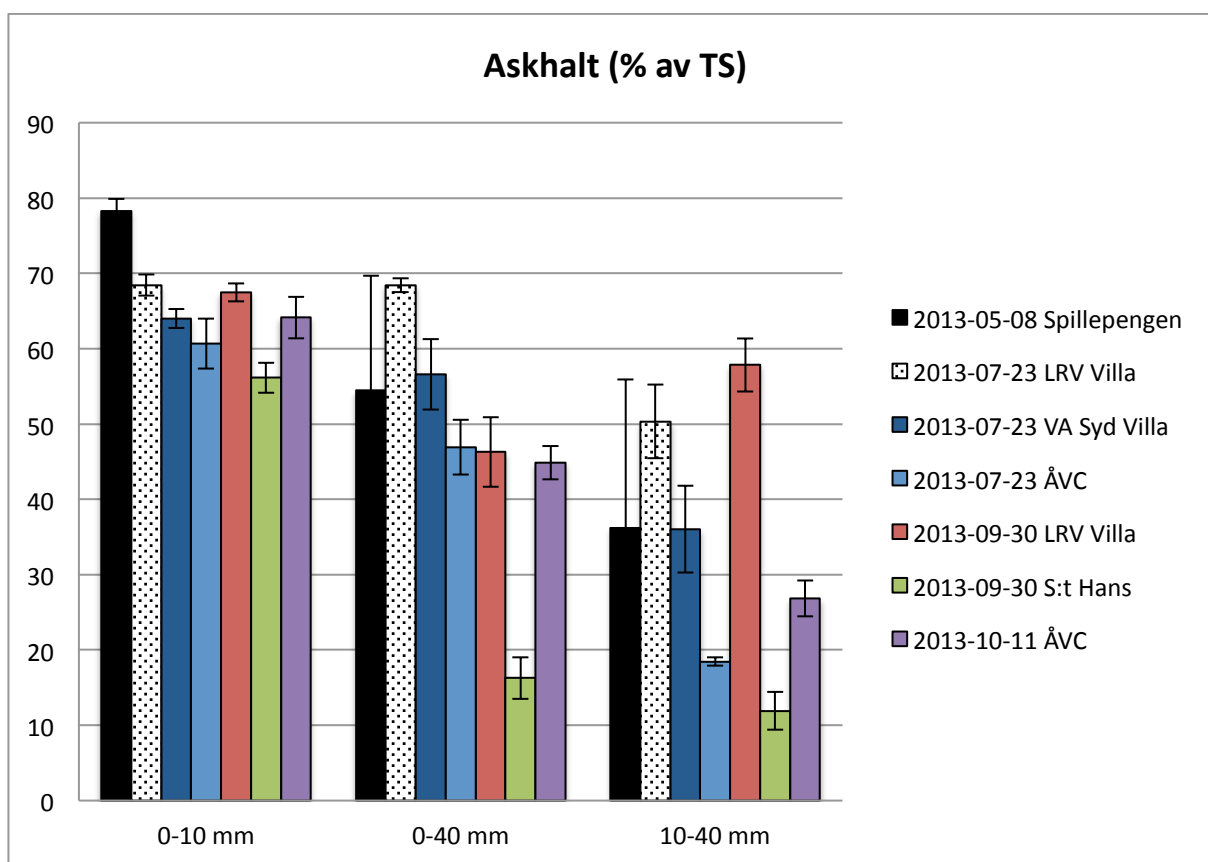
Figur 5. Procentuell viktfordelning av torrsubstansen inom respektive prov i de olika maskinsällade sällfraktionerna, 0-10 mm, 0-40 mm resp. 10-40 mm efter handsällning av kompostråvara från Återvinningscentraler (ÅVC).



Figur 6. Procentuell viktfordelning av torrsubstansen inom respektive prov i de olika maskinsällade sällfraktionerna, 0-10 mm, 0-40 mm resp. 10-40 mm efter handsällning av kompostråvara från S:t Hans.

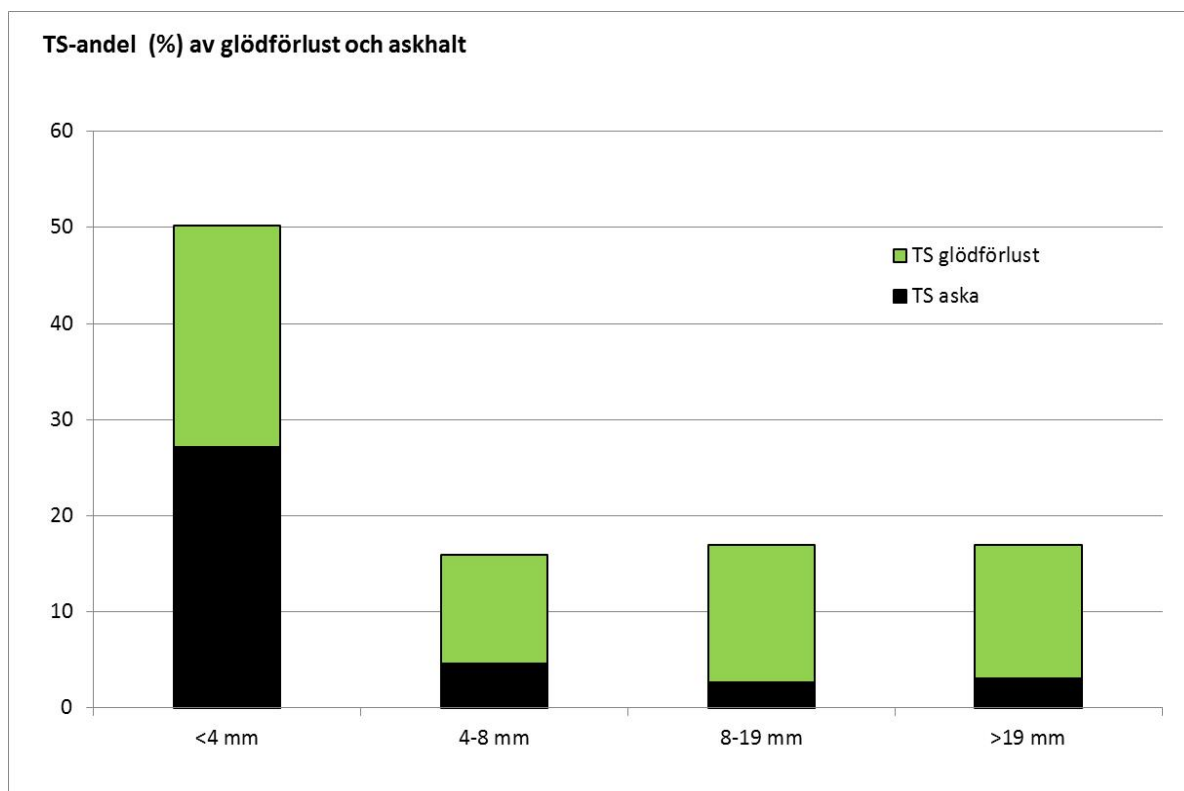
## Askhalt

Som framgår av figur 7 nedan var askhalten (bestämd av LMI genom mätning av glödförlust vid upphettning till 550°C) mycket hög i vissa sållfraktioner, särskilt i 0-10 mm och 0-40 mm som kom från villor (LRV Villa, VA Syd Villa och ÅVC). Endast 10-40 mm och 0-40 mm från S:t Hans samt 10-40 mm (och med viss tvekan 10-40 mm från återvinningscentral (ÅVC)) hade en askhalt som var tillräckligt låg för att vara intressant som fastbränsleråvara. Några av de övriga kan vara intressanta i förbränningsanläggningar som är byggda för att klara bränslen med höga askhalter, t.ex. avfallsvärmeverk, men med ett betydligt lägre marknadsvärde än trädbränsle med lägre askhalt.



Figur 7. Askhalt i de olika maskinsållade sållfraktionerna. Felstaplarna visar standardavvikelsen ( $n=3$ ).

En analys av askhalt i handsållade prover redovisas i figur 8. Analysen indikerar att det framförallt är finfraktion (0-4 mm) som har en hög askhalt, troligen beroende på en hög andel jordpartiklar (sand och mindre partiklar).



Figur 8. Exempel på torrsubstansens andel av organiskt material (glödförlust) och oorganiskt (aska) från handsiktade prover, d.v.s. TS-andel (%) uppdelat i glödförlust och askhalt. Exemplet är hämtat från testprov insamlat 2013-04-24 på Spillepengen.

De höga askhalterna även i grövre maskinsällfraktioner (10-40 mm) antyder att en stor del av jordpartiklarna som kommit med kompostråvara klabbat fast vid större partiklar och därför följt med till ”fel” sällfraktion. Det är först efter torkning som de hamnar i finfraktionen, d.v.s. 0-4 mm.

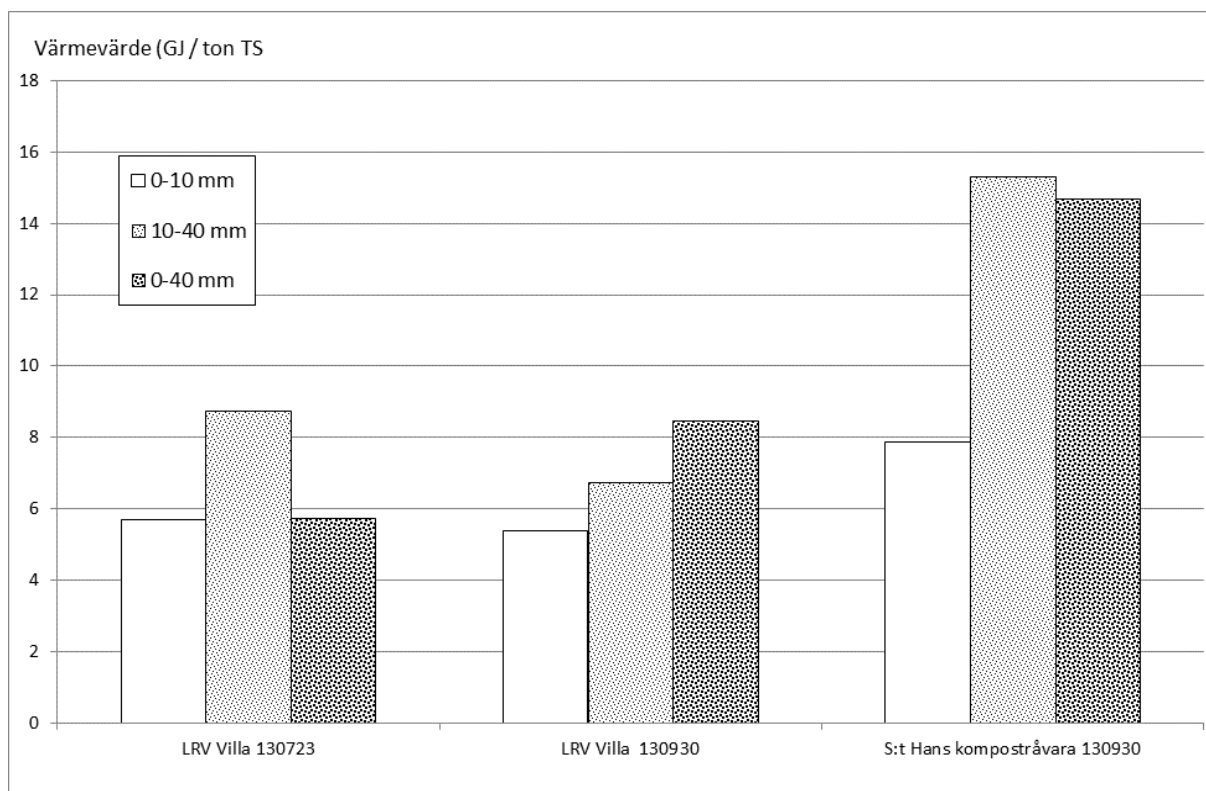
Slutsatsen blir att den maskinsällning med 40 mm trumsäll som nu sker verkar vara ett bra sätt att ur trädgårdsavfall från villor skilja på fastbränsle- och kompostråvara. Genom komplettering med maskinsällning med ett 10 mm trumsäll skulle man ur källsorterat park- och trädgårdsavfall (S:t Hans, Lund) kunna få ett tillskott av intressant fastbränsleråvara, d.v.s. sällfraktionen 10-40 mm. Med viss tvekan gäller det samma för ”osällt” (0-40 mm) park- och trädgårdsavfall från S:t Hans och trädgårdsavfall från Återvinningscentraler (ÅVC). Se figur 7.

### Värmevärde

Energiinnehållet i fasta biobränslen brukar i första hand bero av bränslets fukthalt. Det effektiva värmevärdet beräknas genom att ta hänsyn till hur mycket energi som behövs för att avdunsta fukten i bränslet. Man antar då att askhalten är låg och dess inverkan försumbar.

Med så höga askhalter som uppmätts i de flesta sällfraktionerna i den här studien är det inte så stor del av torrsubstansen som är brännbar. Energiinnehållet uttryckt som effektivt värmevärde per ton torrsubstans är lägre ju högre askhalten är.





Figur 9. Effektivt värmevärde med hänsyn till fukthalt och askhalt. Proverna i juli (130723) hade en fukthalt under 40% medan proverna i september (130930) hade en fukthalt närmare 60%. Jämför med askhalterna i figur 7.

Som exempel kan man se närmare på hur fukthalt och askhalt påverkade värmevärdet i sållfraktioner från LRV Villa som provtogs den 23 juli och den 30 september. Fukthalten var mycket lägre i juli (under 40%) än i september (närmare 60%), men askhalten var mycket hög vid båda tillfällena, omkring 60%. Som framgår av figur 9 ovan, så gjorde den stora skillnaden i fukthalt ingen tydlig skillnad i värmevärde. De höga askhalterna bidrog till låga värmevärden. Däremot var värmevärdet betydligt högre för maskinsållfraktionerna 10-40 mm och 0-40 mm från S:t Hans, som hade betydligt lägre askhalt, 12-16%. Det gjorde inte så mycket att dessa sållfraktioner hade en högre fukthalt än juliproverna från LRV Villa. Den väsentligt lägre askhalten gav ett högre energiinnehåll.

### Kaliumhalt

Kaliumhalten varierar mellan 0,4 och 1,2% av TS i de maskinsållfraktioner som kan vara intressanta som fastbränsle, d.v.s. 10-40 mm. De flesta ligger omkring 1%. Det är högt jämfört med Salix, skogsbränslen och de flesta typer av avfallsbränslen, som har en kaliumhalt på ca 0,36% av TS (Sahlin och Johansson, 2014).

## **Slutsats**

Askhalten verkar vara en viktigare parameter än fukthalten när kompostråvaran (0-40 mm) skall bedömas som ett potentiellt fastbränsle. Askhalten i de tre fraktionerna var för höga för att få ett bra värmevärde och därmed är dessa inte lämpliga som fastbränsle i värmeverk. Undantaget är fraktionen 10-40 mm från Lunds parker som sorteras efter "Lundamodellen" och som därmed innehåller en mindre mängd fasta föroreningar. Se figur 7.

Eventuellt skulle en fraktion 20-40 mm av kompostråvaran kunna fungera bättre än 10-40 som fastbränsle. Detta är dock inte testat i denna studie, men om man extrapolerar värdena i figur 7, så verkar fraktionen 20-40 klart intressant att testa som fastbränsle. Ett annat alternativ kan vara ett 30 mm såll, d.v.s. > 30 mm som fastbränslefraktion och 10-30 som potentiell biogasfraktion.

## **Utvärdering av kompostråvarans metanpotential**

### **Material och metoder**

Park- och trädgårdsavfall är potentiellt en intressant resurs för produktion av biogas. Det finns mycket få rapporter om studier inom detta område och detta projekt initierades för att utvärdera potentialen och också för att indikera vad som måste göras för att man till fullo skall kunna exploatera denna resurs som hittills i princip inte utnyttjats för produktion av metangas.

Provtagning genomfördes och materialet siktades med avseende på storlek (se tidigare beskrivning) och biogaspotentialen mättes. I några försök blev materialet förbehandlat innan den anaeroba nedbrytningen vidtog. Dessa anaeroba rötningsförsök för att producera biogas från denna biomassa genomfördes med två olika strategier:

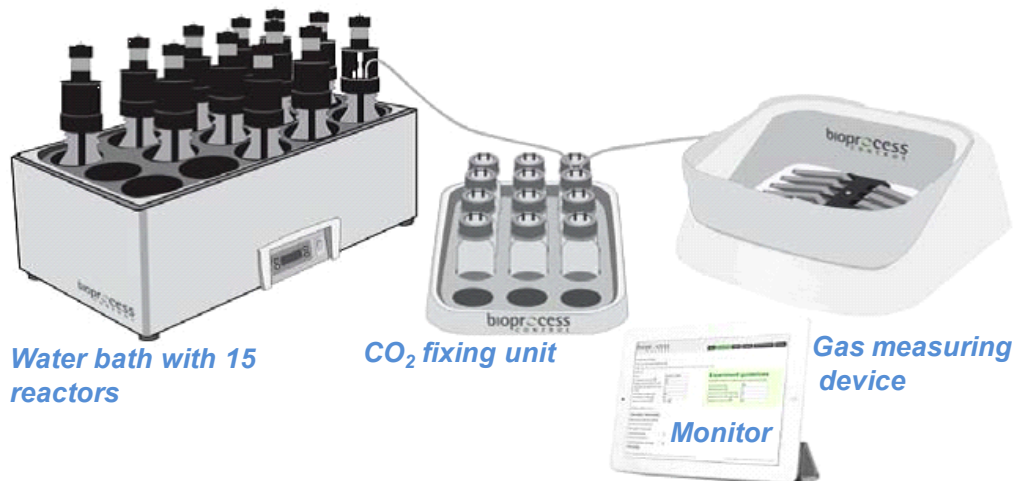
- 1). Satsvis rötning av olika sållfraktioner av park- och trädgårdsavfall för att utröna metangaspotentialen.
- 2). Två-steps rötning och torr-rötning (med högt innehåll av biomassa) under utnyttjande av partiklar ur sållfraktionen 10-40 mm av park- och trädgårdsavfall från större fraktioner.

### ***Satsvis rötning***

Analysen av den biokemiska metanpotentialen (BMP) genomfördes med ett automatiserat metanpotentialtestsystem (Automatic Methane Potential Test System (AMPTS), Bioprocess Control AB, Lund). Det experimentella förfarandet var i linje med vad som tidigare rapporterats för andra biomassor (Badshah et al. 2012). De experiment som genomfördes fick en tidsutsträckning på 44 dagar. Förbehandling av olika partikelfraktioner genomfördes också innan testen av metanpotentialen. Materialet hade siktats i olika storleksfraktioner. Förbehandling skedde genom exponering för 4% natriumhydroxid (NaOH) och exponeringen skedde vid rumstemperatur under 3 timmar. De behandlade proverna neutraliserades med svavelsyra innan den anaeroba nedbrytningen vidtog för att producera metan.

De två huvudstrategierna för rötning som presenterades ovan utnyttjades. Resultaten från dessa studier presenteras nedan i anslutning till att metoden beskrivs. Först presenteras AMPTS-studierna medan två-stegs rötningen presenteras senare.

Metanproduktionen genomfördes i ett AMPTS-system (Figur 10). Detta ger en automatiserad, realtidsmätning för att följa metanproduktionen under anaerob rötning. Förutom den totala biogaspotentialen ger utrustningen även information om kinetiken för processen, d.v.s. hur snabbt utrötningen går.



**Figur 10.** Schematisk presentation av "automatic methane potential test system" (AMPTS) och dess tre steg:

1. Vattenbad med 15 reaktorer på 500 ml vardera: Varje reaktor ansluts till en mekanisk omrörare som ombesörjer blandning av substrat och ymp (startkultur för rötningssprocessen). Gasen som produceras i varje reaktor leds till sin respektive skrubbningslösning via en gastät tygon-slang.
2. Koldioxidavlägsnande (skrubbing): De flaskor genom vilka biogas leds innehåller en alkalisk lösning (3 M NaOH) för att kemiskt avlägsna CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>S, vilka produceras under rötningssprocessen. Samtidigt passerar metangasen opåverkad och transporteras till mätcellerna i gasflödesmätaren.
3. Gasflödesmätare: Metan som passerar från skrubbningssteget förs in i gasflödesmätaren som har 15 individuella flödesceller, en för var reaktor. Mätcellerna fungerar enligt vätskeförträngningsmetoden. Data registreras on-line via ett integrerat datainsamlingsystem.

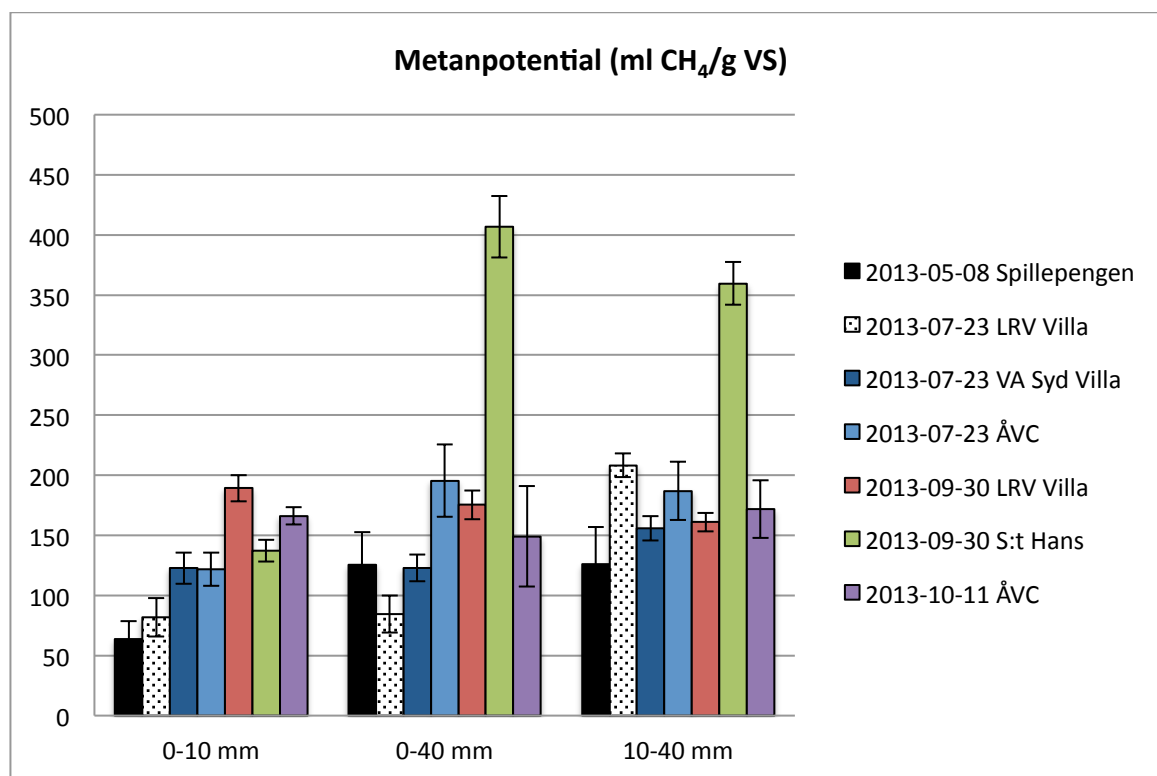
Det material som studerades var park- och trädgårdsavfall som hade sällfraktionerats efter storlek. Dessa karakteriserades innan den anaeroba rötningssprocessen. Då bestämdes torrsbstans (TS) och innehållet av organiskt material (VS). I dessa satsvisa rötningar utnyttjades prover i storleksintervallen 0-10 mm, 0-40 mm och 10-40 mm. Generellt kan sägas att TS för dessa prov var hög. Halten VS som fraktion av TS var låg. Detta värde förklaras av att provet innehöll hög halt av aska.

Den ymp av mikroorganismer som utnyttjats i dessa studier kommer från Källby reningsverks biogasanläggning i Lund. Ympen uppvisar en signifikant cellulolytisk aktivitet, vilket har

rapporterats i en tidigare studie då metan framgångsrikt producerats från avfallsbiomassa från bambu efter att biomassan förbehandlats med alkali (Shen et al. 2014).

## Resultat och diskussion

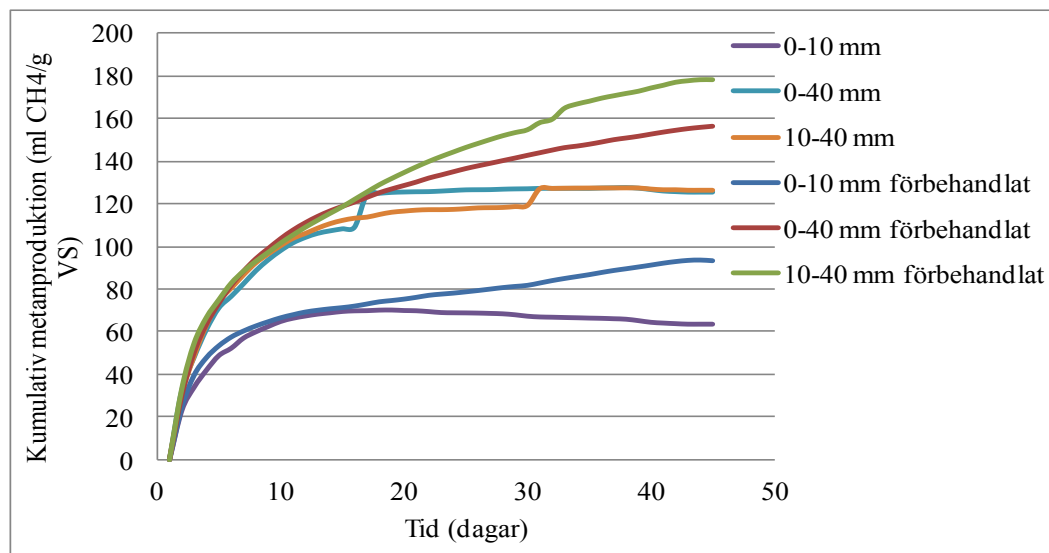
Resultatet från den satsvis rötning av metanpotentialstudien presenteras i figur 11. Figuren är uppställd på samma sätt som figur 7 för att belysa skillnaderna mellan de olika sållfraktionerna av proverna. Variationen i metanpotential är stor med det lägsta värdet på 64 ml CH<sub>4</sub>/g VS och det högsta på 407 ml CH<sub>4</sub>/g VS. Proverna från S:t Hans uppvisade högst metanpotential i fraktionerna 0-40 och 10-40. Lägst var för 0-10 för proverna från Spillepengen och LRV Villa i juli. När man räknat bort vatten- och askhalten från proverna återstår det organiska materialet, vilket betecknas VS efter engelskans "Volatile Solids". Organiskt material är biologiskt nedbrytningsbart men den stora variationen i metanpotentialen tyder på att det skiljer i hur lätt det bryts ner under anaeroba förhållanden. Noterbart är att proverna med högst metanpotential också är proverna med lägst askhalt.



**Figur 11.** Totalt metanutbyte per gram tillsatt VS i satsvis utrötade prov under 44 dagar. Standardavvikelse är angiven för analyser av 3 prover. (n=3).

Figur 12 visar den ackumulerade mängden metan som producerats baserat på VS under en tidsperiod av 44 dagar. Redan vid dag 15 har över 75% av metangasen producerats från de olika proverna.

Man kan se att från och med dag 20 så är metanproduktionen från inokulum högre än den från fraktion 0-10 mm (det ska betonas att gasproduktionen från rent inokulum subtraherats från de värden som redovisas för de olika proverna av trädgårdsavfall). Denna subtraktion kan förklara den nedåtgående tendensen från dag 20.



**Figur 12.** Metanproduktionsprofil för olika partikelstorlekar från provtagningsstillfälle 1 (2013-05-08 Spillepengen), utan respektive med förbehandling med alkali.

De andra proverna uppvisar en kurva med två olika faser; den första representerar anaerob nedbrytning av det lätt nedbrytbara materialet och den andra fasen representerar det mer svårnedbrytbara materialet som först hydrolyseras och därefter omvandlas i rötningsprocessen. Hydrolysteget är en begränsande faktor p.g.a. den låga biotillgängligheten.

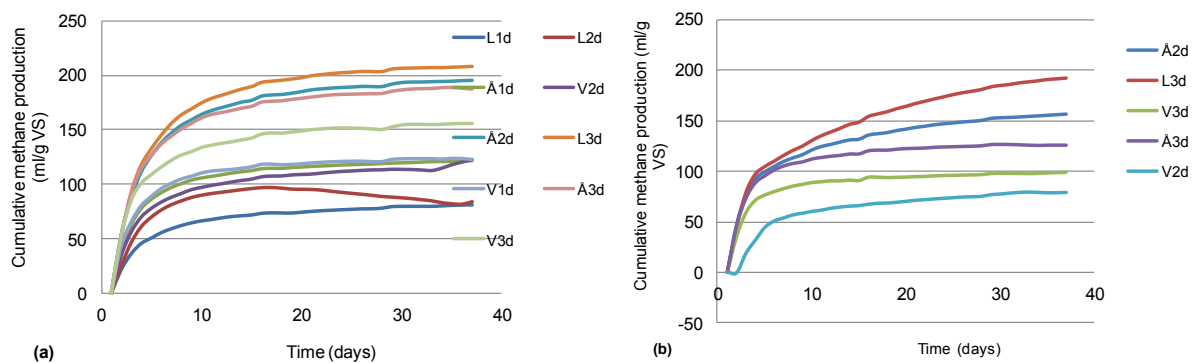
Maximalt metanutbyte vid första provtillfället var 178 ml CH<sub>4</sub>/g VS för prov med partikelstorleken 10-40 mm efter ett förbehandlingssteg med alkalibehandling. Av figur 12 framgår att alkalisk förbehandling leder till en klar ökning av gasutbytet. Generellt kan konstateras att gasutbytet är mycket lågt, i samma storleksordning som rapporterats för rötning av annan lignocellulosahaltig biomassa.

### **Biokemisk metanpotentialanalys för olika trädgårdsavfall: Effekt av alkalisk förbehandling vid rumstemperatur.**

Analys av BMP och alkalisk förbehandling genomfördes i samband med satsvisa försök med AMPTS.

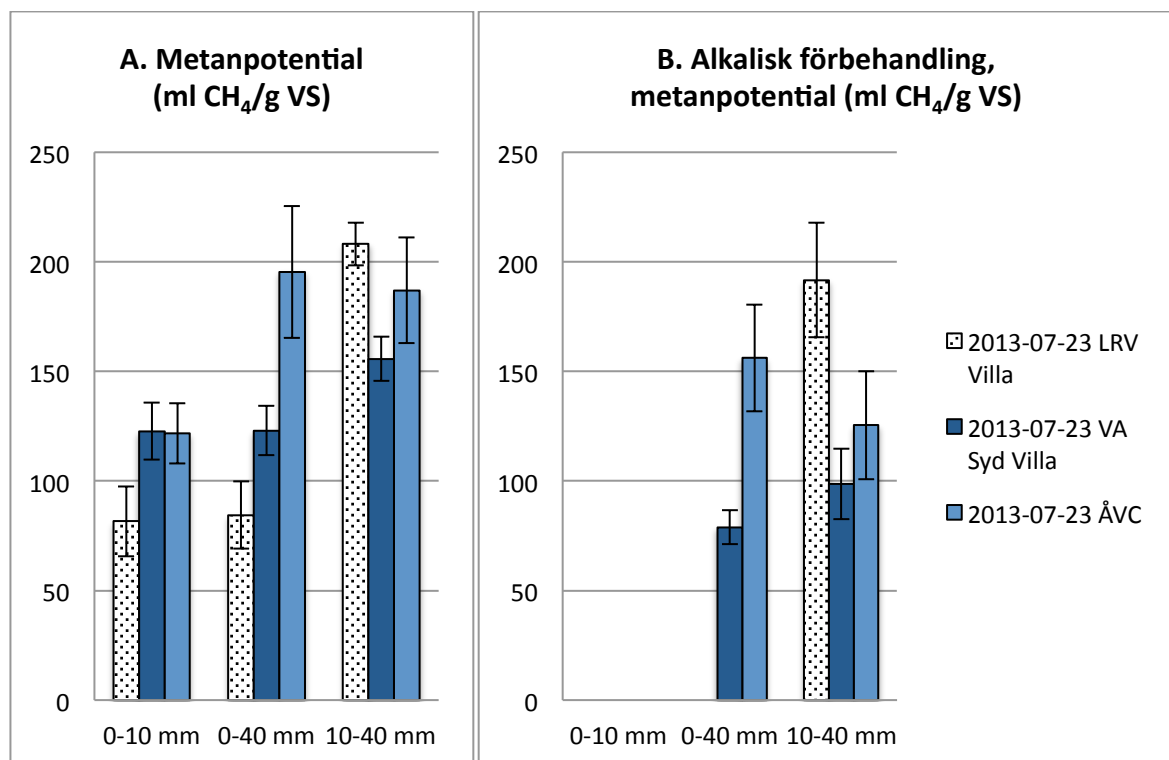
I figur 13 visas kurvor över metanproduktionen som en funktion av tiden för olika fraktioner av materialet, före respektive efter förbehandling. Det bör poängteras att endast prover med hög VS-halt (högt innehåll av organiskt material) förbehandlades. I de båda fallen, ej förbehandlat och förbehandlat, sker 75% av den totala metanbildningen under den första veckan av rötningsproceduren. I figur 14 visas det slutliga metanutbytet baserat på innehållet organisk substans (VS). Det framgår i figur 14 att förbehandling med alkali inte ledde till någon ökad

metanproduktion. Provet 2013-07-23 VA Syd villa 0-40 mm (V2d) uppvisar en laggfase efter alkalisk förbehandling (figur 13b) vilket resulterade i en signifikant sänkning av metanutbytet (figur 14). Detta är sannolikt ett resultat av några inhiberande substanser som producerats under den alkaliska förbehandlingen. Växtbiomassa har skyddssystem som skall skydda mot mikrobiella angrepp, och sådana skyddsmekanismer kan påverka rötningsprocessen. Speciellt gäller detta biomassa från barrträd vilka innehåller bl.a. terpen och rosiner, vilka har rapporterats inhibera mikroorganismer i biogasprocessen (Wikandari et al. 2013). Alkalisk förbehandling i den aktuella studien kan ha bidragit till att förstärka denna inhiberande effekt genom att frigöra de aktiva substanserna.



**Figur 13.** Kumulativ metanproduktion som funktion av tiden för (a) obehandlad och (b) alkali-förbehandlat park- och trädgårdsavfall. Beteckningarna motsvarar: L1d=2013-07-23 LRV villa 0-10 mm, L2d=2013-07-23 LRV villa 0-40 mm, L3d= 2013-07-23 LRV villa 10-40 mm, V1d=2013-07-23 VA Syd Villa 0-10 mm, V2d=2013-07-23 VA Syd Villa 0-40 mm, V3d=2013-07-23 VA Syd Villa 10-40 mm, Å1d=2013-07-23 ÅVC 0-10 mm, Å2d=2013-07-23 ÅVC 0-40 mm, Å3d=2013-07-23 ÅVC 10-40 mm.

Proverna 2013-07-23 ÅVC 0-40 mm (Å2d), 2013-07-23 ÅVC 10-40 mm (Å3d) och 2013-07-23 LRV villa 10-40 mm (L3d) uppvisade den högsta metanproduktionen medan den lägsta registrerades för provet 2013-07-23 LRV villa 0-10 mm (L1d), vilket inte skilde sig märkbart från prover 2013-07-23 LRV villa 0-40 mm (L2d). Det framgår i figur 11 att 2013-07-23 LRV villa 0-10 mm (L1d) och 2013-07-23 LRV villa 0-40 mm (L2d) hade högst askinnehåll och därmed lågt innehåll av organiskt material. Dessa båda faktorer, askhalt och innehåll av organiskt material korrelerar väl med det låga metanutbytet. Det som ryms under samlingsbegreppet "aska" kan även innehålla substanser som är inhiberande för metanogena mikroorganismer.

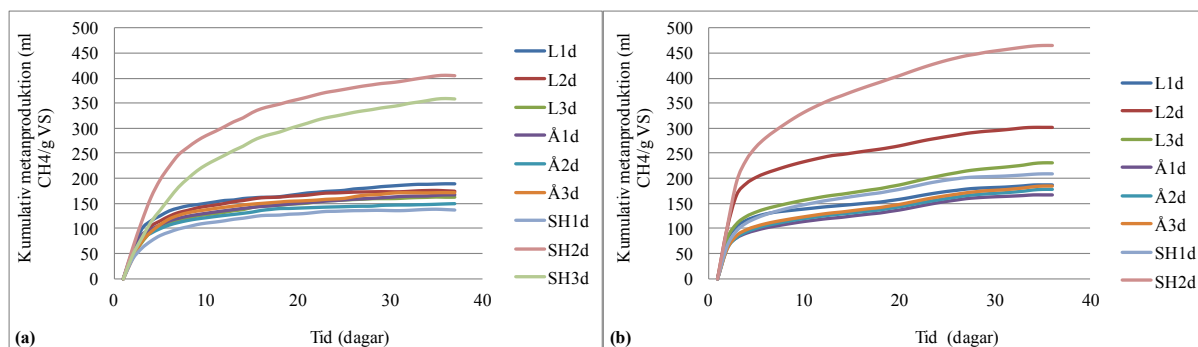


**Figur 14.** Metanutbyten som funktion av totalt innehåll organiskt material (VS) (a) obehandlade (uppgifter från figur 11) och (b) alkalibehandlade fraktioner av park- och trädgårdsavfall.

**Analys av biokemisk metanpotential från olika prover av trädgårdsavfall: effekt på metanpotentialen av förbehandling med alkali vid 50°C.**

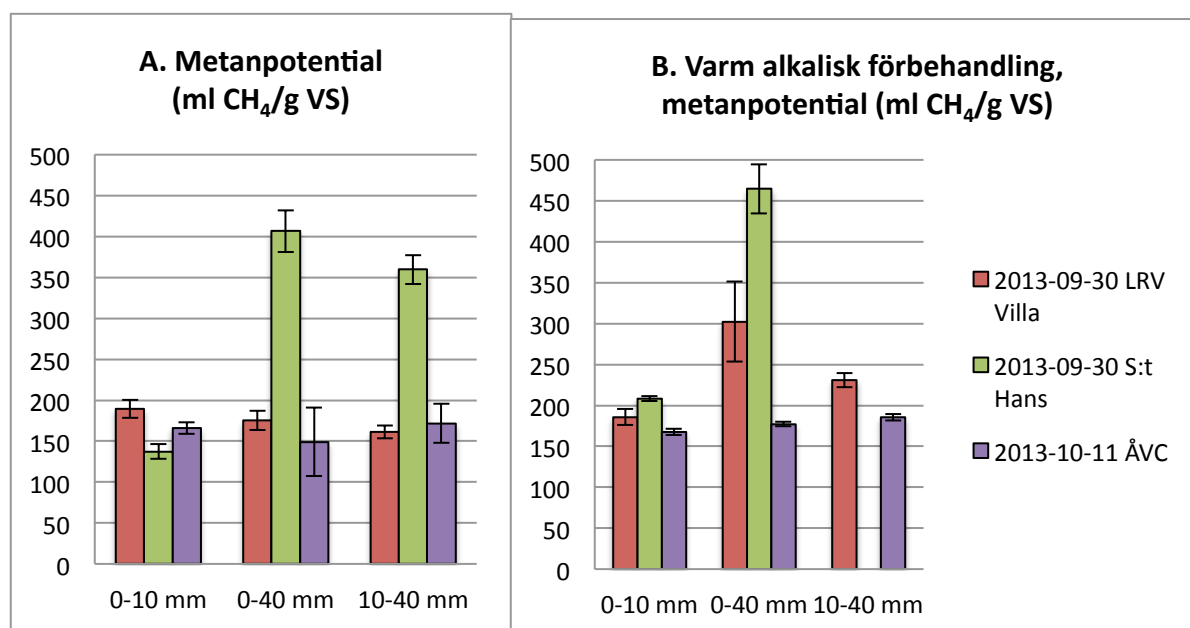
Alkalisk förbehandling samt BMP-analys genomfördes såsom tidigare beskrivits, dock med förändringen att den alkaliska förbehandlingen skedde med 7% NaOH i stället för som tidigare 4% och att behandlingen skedde vid 50°C. Dessa förändringar introducerades eftersom behandling med 4% och vid rumstemperatur inte ledde till något ökat metanutbyte. Den alkaliska förbehandlingen genomfördes för alla proverna utom 2013-09-30 S:t Hans 10-40 mm (SH3d).

Den kumulativa metanproduktionen före och efter förbehandling visas i figur 15. Resultaten visar att över 75% av den totala mängden metan producerades under den första veckan av rötning för de obehandlade fraktionerna, medan det gick snabbare (3–5 dagar) att uppnå samma gasproduktionsnivå för de förbehandlade proverna.



**Figur 15.** Kumulativ metanproduktion som funktion av tid från prover av park- och trädgårdsavfall insamlade vid provtagningstillfälle 3 för (a) obehandlat och (b) förbehandlat med varm alkali. Beteckningarna motsvarar: L1d=2013-09-30 LRV villa 0-10 mm, L2d=2013-09-30 LRV villa 0-40 mm, L3d= 2013-09-30 LRV villa 10-40 mm, SH1d=2013-09-30 S:t Hans 0-10 mm, SH2d=2013-09-30 S:t Hans 0-40 mm, SH3d=2013-09-30 S:t Hans 10-40 mm, Å1d=2013-10-11 ÅVC 0-10 mm, Å2d=2013-10-11 ÅVC 0-40 mm, Å3d=2013-10-11 ÅVC 10-40 mm.

Alla prover utom 2013-09-30 LRV villa 0-10 mm (L1d) uppvisade en ökad metanproduktion efter behandlingen med alkali (Figur 16). Detta tolkas som att alkalibehandlingen luckrar upp strukturer i biomassan varigenom en ökad tillgänglighet skapas för enzymer som bryter ned biomassan. Detta resulterar i en förbättrad hydrolys.



**Figur 16.** Metanutbyten som funktion av totalt innehåll organiskt material (VS). (a) obehandlat material (uppgifter från figur 11) (b) varm alkaliförbehandling.

Proverna 2013-10-11 ÅVC 0-40 mm (Å2d), 2013-10-11 ÅVC 10-40 mm (Å3d), 2013-09-30 S:t Hans 0-40 mm (SH2d) och 2013-09-30 S:t Hans 10-40 mm (SH3d) uppvisade höga metanutbyten initialt. Värderna som uppmättes var från 355 till 400 ml metan per gram VS. Dessa observationer korrelerar väl med ett högt organiskt innehåll hos proverna. Efter förbehandling uppvisade proverna 2013-09-30 LRV villa 0-40 (L2d) och 2013-10-11 ÅVC 10-40 mm (Å3d) de



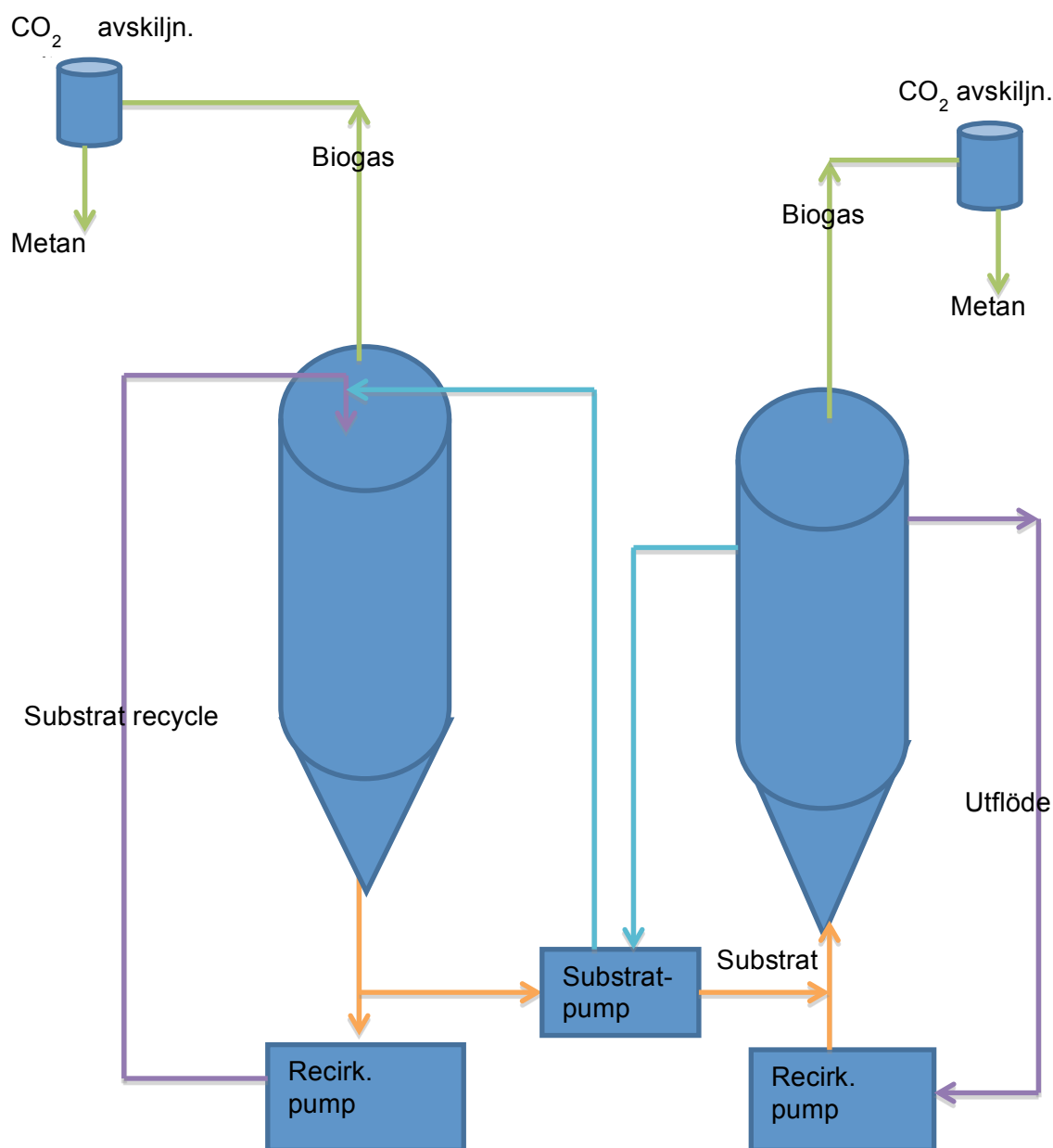
högsta metanutbytena. Proverna 2013-09-30 LRV villa 0-40 mm (L2d) och 2013-09-30 LRV villa 10-40 mm (L3d) uppvisade de högsta förbättringarna i metanutbyte bland alla de prover som studerades. En uppgång i metanutbytet med 69% noterades (Figur 16b). Det högsta metanutbytet som erhöles var 465 ml metan per gram VS, det gällde för prover 2013-09-30 S:t Hans 0-40 mm (SH2d).

### ***Två-steps rötning och torr-rötning***

I dessa studier utnyttjas en större partikelfraktion av park- och trädgårdsavfallet eftersom små partiklar tenderar att täppa igen systemet.

Två-steps rötningen skedde i ett system med en lakningsbädd (hydrolytisk reaktor) och en metanproducerande bädd, en s.k. metanogen "up-flow anaerobic sludge blankett" (UASB) reaktor. Den experimentella uppställningen framgår av figur 17. Försöken utfördes enligt ett protokoll publicerat av Nkemka och Murto (2010). Lakbädden hade en aktiv volym av 1 l, medan UASB reaktorn hade en aktiv volym av 0,78 l.

Följande modifikation av processen genomfördes i förhållande till (Nkemka & Murto 2010). En koldioxidkrubbningsenhet med 3 M NaOH anslöts för att avlägsna CO<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>S samtidigt som metangasen fick passera. Den producerade metangasen samlades i gastäta ballonger och volymen av producerad gas mättes med hjälp av en 100 ml glasspruta, med en provtagningsadapter. Lakningsbädden startades en vecka innan UASB reaktorn kopplades in. pH i lakbädden var 4.9 och den kemiska syreförbrukningen (COD) var 15 g/l. Flödet in i UASB reaktorn var initialt 108 ml per dag, vilket innebar en organisk belastning (OLR) av 2.08 g COD/l/dag. Dock observerades att COD från lakningsbädden reducerades efter hand och därför kunde inte belastningen av 2 g/l/dag vidmakthållas. Processen fortsatte i 40 dagar och avslutades i samband med att gasproduktionen hade upphört. Metanutbyte uttrycktes i relation till mängden biomassa som satts till reaktorn i termer av våtvikt (ww) och VS.



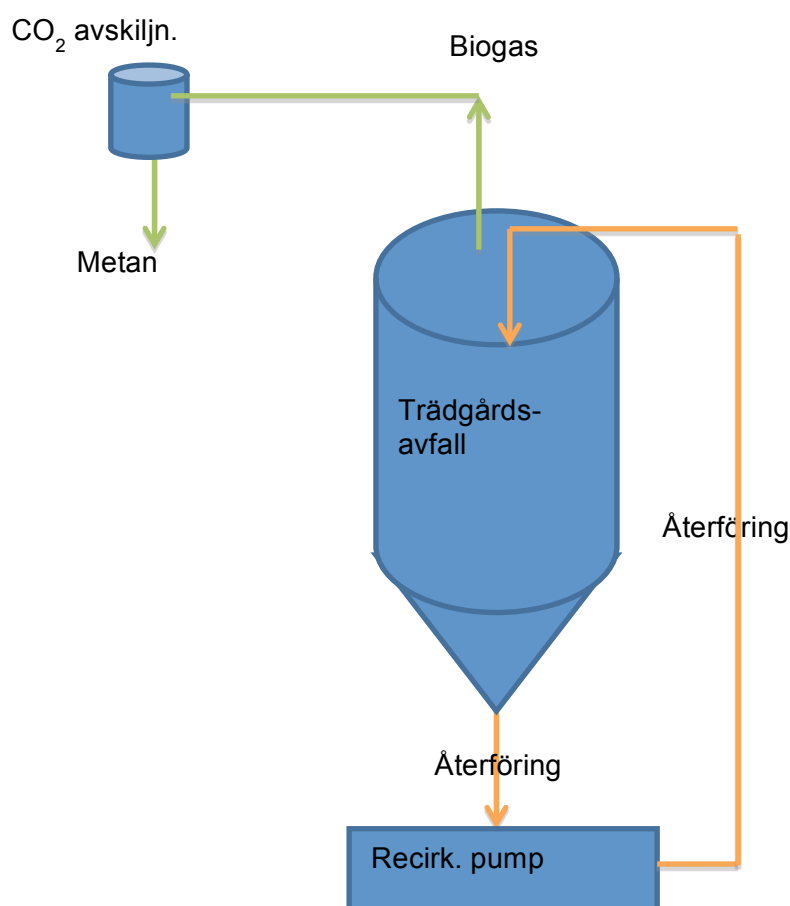
Lakbädd = hydrolytisk reaktor: UASB = up flow anaerobic sludge blanket methane reactor

**Figur 17.** Experimentell uppsättning för två-stegsrötning av park- och trädgårdsavfall.

### Torrötning.

Torr-rötning genomfördes i en 1-liters tubreaktor genom vilken vätska kontinuerligt cirkulerades i riktning från botten mot toppen (figur 18). En enhet för avlägsnande av CO<sub>2</sub> var också ansluten, vilken möjliggjorde att endast metangas samlades upp i gasballongerna. TS i reaktorn bestämdes initialt till 30% genom att späda ut provet med kranvatten. Initialt applicerades 200 gram park- och trädgårdsavfall i reaktorn. Detta motsvarade 134 gram TS som hade bestämts till ca 69% för provfraktionen 2013-05-08 Spillepengen 10–40 mm (tabell 1). Under dag 3

upphörde gasproduktionen troligen som ett resultat av ansamling av flyktiga fettsyror (uppmätt värde 6,1 g/l), vilket ledde till en drastisk sänkning av pH från 7,2 till 5,3. Detta ledde till att den metanogena mikroorganismpopulationen i reaktorn inte kunde hålla jämna steg med produktionen av hydrolysisprodukter. COD i reaktorn steg och på dag 10 var den 25,2 g/l. Därefter, på dag 11 adderades 40 ml ymp (tabell 4) med ett pH av 8,1 och en partiell alkalinitet av 7310 mg/l. Denna tillsats förstärkte alkaliniteten (buffertkapaciteten) och tillflöde även en tillsats av nya metanogena organismer. Processen kördes i 34 dagar och försöket avbröts när gasproduktionen upphörde.



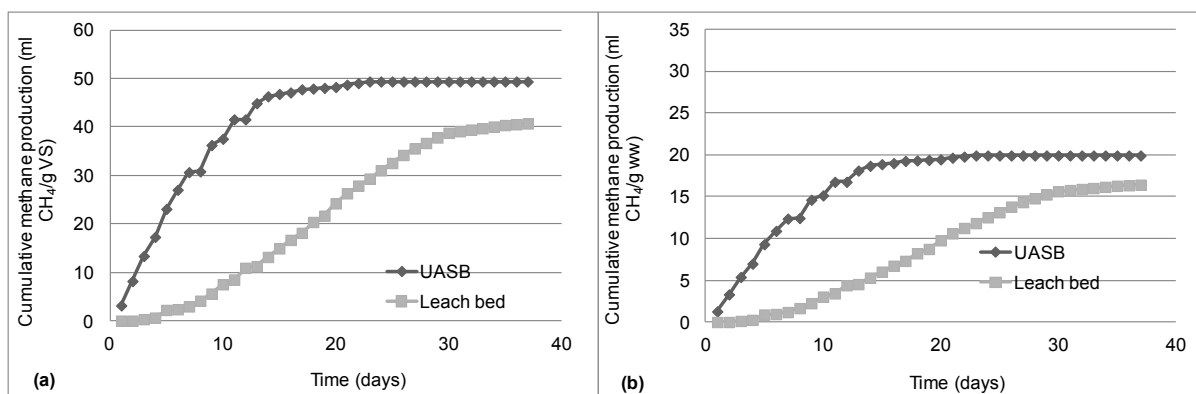
**Figur 18.** Schematisk presentation av experimentell uppsättning för torr-rötning av trädgårdsavfall.

**Tabell 1.** TS och VS-innehåll i ymp och trädgårdsavfall uttryckt i procent av våtvikt (ww)

| Prov                             | TS (% ww) | VS (% ww) | Askhalt (% ww) |
|----------------------------------|-----------|-----------|----------------|
| Inokulum                         | 3,9       | 2,6       | 1,3            |
| 2013-05-08 Spillepengen 10-40 mm | 64,8      | 40,3      | 24,6           |

Innan rötningsprocessen hade TS och VS bestämts för såväl park- och trädgårdsavfallet som ympen.

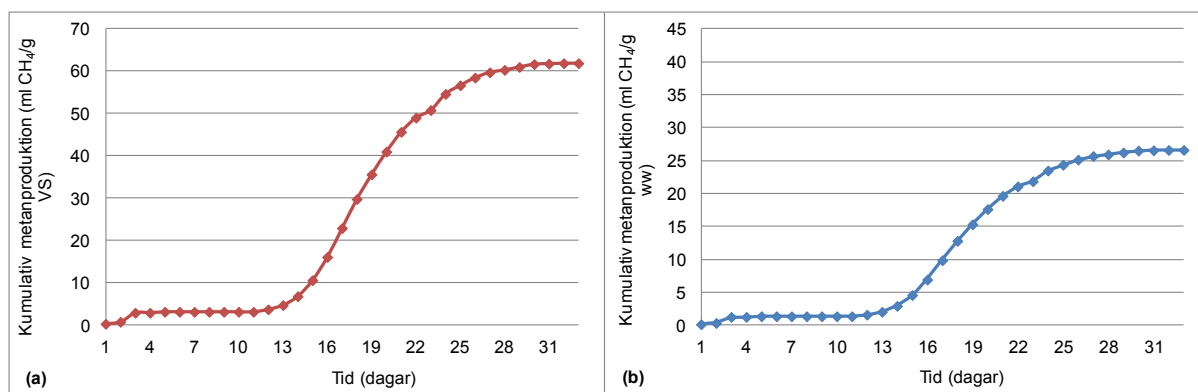
Figur 19 visar metanproduktionen för prov 2013-05-08 Spillepengen 10–40 mm i en tvåstegs röttningsprocess. Under den första veckan av rötning producerades största delen av metangasen av den metanogena reaktorn (UASB), men från och med den andra veckan blev även hydrolysreaktorn metanogen och började då producera metan. Detta sker genom att mikroorganismer från UASB-reaktorn förs över med väskan till hydrolysreaktorn, där de sedan etablerar sig. Totalt producerade UASB 47,9 ml metan/g VS medan lakreaktorn producerade 39,9 ml metan/g VS (figur 19a). Det totala metanutbytet från processen blev 87,8 ml metan per g VS vilket var klart mycket bättre än det som uppnåddes i torr-röttningsprocessen (figur 20), men lägre än de högst förväntade metanpotentialen som samma prov gav i satsvis rötning. Samma prov gav utbyte av  $127 \pm 30$  ml metan/g VS som adderats till processen och  $180 \pm 21$  ml metan/g VS när provet hade förbehandlats med 4% NaOH. Metanutbytena räknat på ww var lägre än värdena räknade på VS. När processen avslutades var utbytet endast 30 ml metan per gram ww för UASB reaktorn (figur 19b) jämfört med 48 ml metan per g VS (figur 19a).



**Figur 19.** Kumulativ metanproduktion för två-stegs rötning uttryckt som gasvolym per gram VS (A) respektive per gram ww (b) för prov 2013-05-08 Spillepengen 10-40 mm. Den svarta kurvan representerar metanproduktion från UASB-reaktorn medan den grå kurvan representerar metanproduktion från hydrolyskammaren.

Figur 20 visar den kumulativa metanproduktionen från prov 2013-05-08 Spillepengen 10-40 mm i en två-stegs rötning. Torr-rötning har anförts som potentiellt mer ekonomiskt jämfört med traditionell våtrötning genom att man kan utnyttja en högre belastning (högre organisk belastning) och skapa högre effektivitet i gasproduktionen. Genom en högre belastning kan man arbeta med mindre krav på utrymme, såväl reaktorvolym som yta. Metanutbytet i dessa försök (64 ml metan per g VS) var dock signifikant lägre än vad som erhöles i en tvåstegs process (88 ml metan per g VS). Dessutom uppvisade torr-rötningen en 10 dagars laggfase, antagligen p.g.a. ackumulering av flyktiga fettsyror. Denna syra-anrikning kombinerad med låg buffrande kapacitet (alkalinitet). Man ser en tydlig sänkning av pH i reaktorn under denna initiala fas. Anrikning av flyktiga fettsyror är ett vanligt förekommande problem när lätt nedbrytbart material skall rötas. Dessa observationer pekar på ett problem med torr-rötning: när man har mycket lättnedbrutet material finns risk för anrikning av flyktiga fettsyror och därmed inhibering av

processen. Metanproduktion kunde endast börja efter introduktion av ny ymp från en aktiv biogasanläggning. Den nya ympen tillförde nya metanogener som ökade alkaliniteten i reaktorn.



**Figur 20.** Kumulativ metanproduktion från anaerob rötning av ett prov från 2013-05-08 Spillepengen av park- och trädgårdsavfall med partikelstorleken 10-40 mm. Värden anges som mängd metan mot halten VS (a) och ww (b).

I en jämförelse av de tre metoder som studerats är det fortfarande svårt att dra några klara slutsatser. Det är uppenbart, under de förhållanden som studien genomförts, att de satsvisa rötningarna gav bäst metanutbyte. Tvåstegs- och torr-rötningen kan fortfarande representera något positivt när man arbetar i större skala. Det var dock uppenbart under den initiala fasen av torr-rötningen att problem uppstod p.g.a. närvaro av snabbnedbrutna substanser, vilket orsakade bildning av flyktiga fettsyror och därmed reduktion av pH, så att de metanogena organismerna slutade att vara aktiva. Vid en allvarlig pH-sänkning kan hela processen stoppa helt och hållet och då måste man starta om från början.

Närvaro av inhiberande substanser i växtmaterial kan påverka processen. Det är dock känt att den blandkultur som ombesörjer rötningen har en förmåga att anpassa sig under längre exponering. Detta kommer troligen att ske om park- och trädgårdsavfall med likartad sammansättning kommer att rötas under längre tid. När väl anpassningen skett kommer blandkulturen att ha ett "metabolt minne", d.v.s. den kan när inhiberande substanser dyker upp igen svara på det. Denna gång med klart kortare tid för svaret, än den första gången exponeringen skedde.

Dessa försök indikerar att park- och trädgårdsavfall kan komma att bli ett lovande substrat för produktion av biogas, men bionedbrytbarheten är begränsad genom enzymatisk hydrolys. Förbehandling som har studerats tidigare är bl.a. syrakatalyserad hydrolys, enzymkatalyserad hydrolys, kombination av alkali- och enzymbehandling med mellanliggande neutralisation efter alkalibehandlingen.

Av ovanstående resultat framstår som klart att förbehandling har viss effekt, men inte tillräckligt. Enzymbehandling enbart är otillräckligt, och med ett försteg i form av alkalibehandling och neutralisering innan enzymbehandlingen erhålls viss förbättring vilket återspeglas i metangasutbytet. Detta är dock inte tillräckligt för att bryta upp strukturerna så att hydrolys av

kolhydraterna i biomassan kan genomföras effektivt. Mer effektiva förbehandlingsmetoder för att bryta upp den svårnedbrytbara strukturen i biomassan måste därför utvärderas. Att minska partikelstorleken till 5 mm eller mindre kunde vara en framgångsrik metod. Nya avancerade metoder såsom plasma-baserad förbehandling liksom våtoxideration har rapporterats att markant öka hydrolysgraden av lignocellulosa (Schultz-Jensen m.fl. 2011). Hydrolys som involverar en blandning av NaOH och väteperoxid verkar mycket intressant p.g.a. god effekt, men metoden anses vara för dyr för att utnyttjas för behandling av avfall. Andra metoder som kan komma att användas, men som inte har studerats här involverar elektroporation, där man utnyttjar elektriska urladdningar för att öppna upp strukturerna. På ett flertal platser pågår studier med olika blandningar av lösningsmedel för att luckra upp lignocellulosan och därmed göra den mer lättnedbruten. Tyvärr är flera av dessa metoder för närvarande omgivna av stor sekretess.

### **Slutsatser**

Resultaten från metanpotentialstudierna var mycket varierande. Det var större skillnad mellan proverna än vad det var mellan olika förbehandlingsmetoder. Vissa prover svarade bra på en del förbehandlingsmetoder, men rätt sortering ser ut att ge större effekter än kemiska förbehandlingsmetoder. Proverna från S:t Hans ligger nära tidigare studier av rena fraktioner av trädgårdsavfall (Triolo m.fl. 2012), vilket alltså antyder att med bra sortering kan höga biogasutbyten uppnås.

En snabb och ”enkel” metod för att förbättra gasutbytet från park- och trädgårdsavfall bör vara att införa en bättre sortering så att lättrotad biomassa med låg halt lignocellulosa (gräsklipp, fallfrukt, vissna blommor etc.) kan samlas och behandlas för sig. En studie med fler prover skulle dock behövas för att vara säker på att det är sorteringsmetoden som är den avgörande faktorn.

Det behövs även fler studier innan man kan fastställa biogaspotentialen mer noggrant för olika typer av park- och trädgårdsavfall samt hur olika förbehandlingsmetoder påverkar resultatet. Om effektiva förbehandlingsmetoder fanns tillgängliga skulle det vara attraktivt att utvärdera olika typer av park- och trädgårdsavfall. Från de studier som hittills genomförts finns indikationer att vissa avfallsmaterial kan innehålla substanser som verkar hämmande på biogasprocessen. När man utnyttjar ”skarpa” metoder för att förbehandla park- och trädgårdsavfallet finns risk för uppkomst av furfural och hydroxymetylfurfural, vilka är inhiberande för jäst vid etanolproduktion, men som kan brytas ner i anaeroba processer, åtminstone i de halter som uppkommer vid sur hydrolys.

Förbehandlingen av biomassa kommer att öka på processkostnaderna och när väl effektiva metoder utvärderats måste en noggrann analys göras av ekonomin i den totala processen.

## Utvärdering av kompostråvaran som gödselmedel på åker efter rötning

### Material och metod

Den krossade och siktade kompostråvaran skickades till LMI AB i Helsingborg för kemisk totalanalys för bestämning av växtnärings- och tungmetallinnehållet, vid flera provtagningstillfällen under projektets gång. I tabell 2 anges de riktvärden som gäller för maximal tillförsel av metaller och växtnäring till åker med biogödsel, enligt SPCR 120 och SNFS 1994:2. Dessa riktvärden har använts i projektet för kvalitetsbeskrivning av kompostråvaran som gödselmedel på åkermark, efter att kompostråvaran rötats. Här antas att de tungmetaller och den växtnäring som finns i råvaran följer med rötresten ut på åkern.

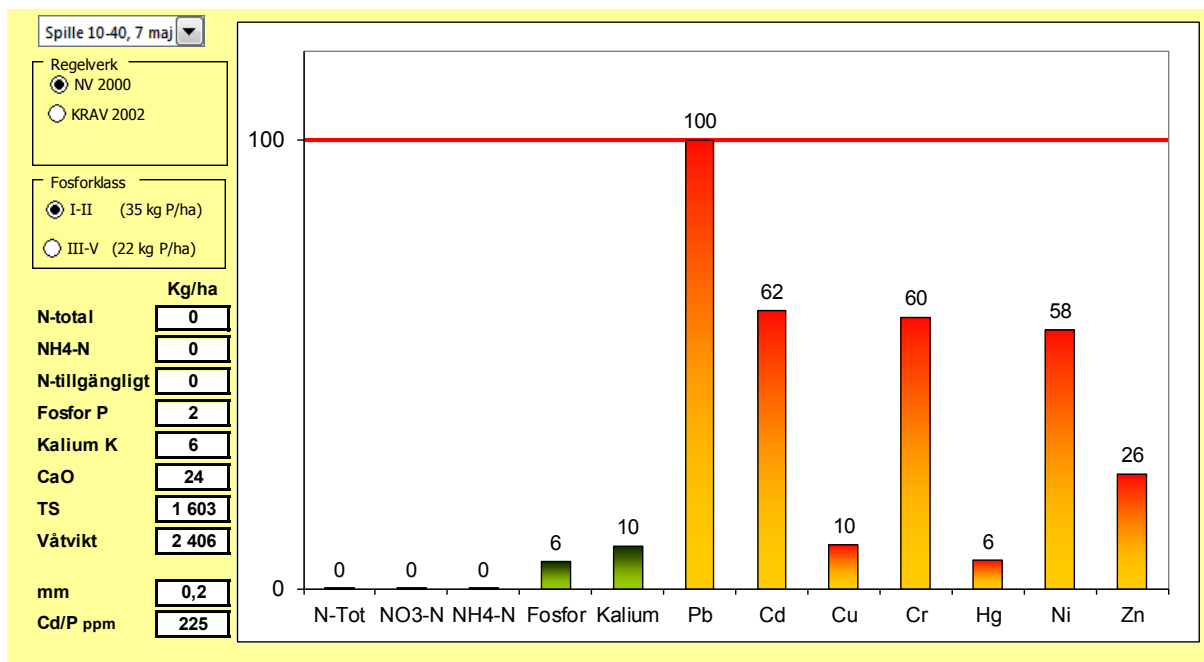
Tabell 2. Riktvärden för maximal tillförsel av metaller och växtnäring (g/ha) till åkermark med biogödsel och avloppsslam, enligt SPCR 120 och SNFS 1994:2

| Ämne   | Årlig maximal tillförsel (g/ha) |
|--|---------------------------------|
| Bly (Pb)   | 25                              |
| Kadmium (Cd)   | 0,75                            |
| Koppar (Cu)  | 300                             |
| Krom (Cr)  | 40                              |
| Kvicksilver (Hg)   | 1,5                             |
| Nickel (Ni)  | 25                              |
| Zink (Zn)  | 600                             |
| Totalkväve (N <sub>tot</sub> )   | 170 000                         |
| Ammoniumkväve (NH <sub>4</sub> -N)   | 150 000                         |
| Fosfor (P)   | 22 000                          |
| Kalium (K)*  | 50 000                          |
| * Kalium är ej reglerat, men har lagts till för att kunna bedöma hur väl "gödselprodukten" uppfyller en spannmålsgrödans växtnäringsbehov. |                                 |

I figur 22-24 nedan visas resultatet när råvarornas metall- och växtnäringsinnehåll jämförs med riktvärdena. Värdet 100 på y-axeln i figurerna motsvarar 100% av riktvärdet för den enskilda parametern som bedöms.

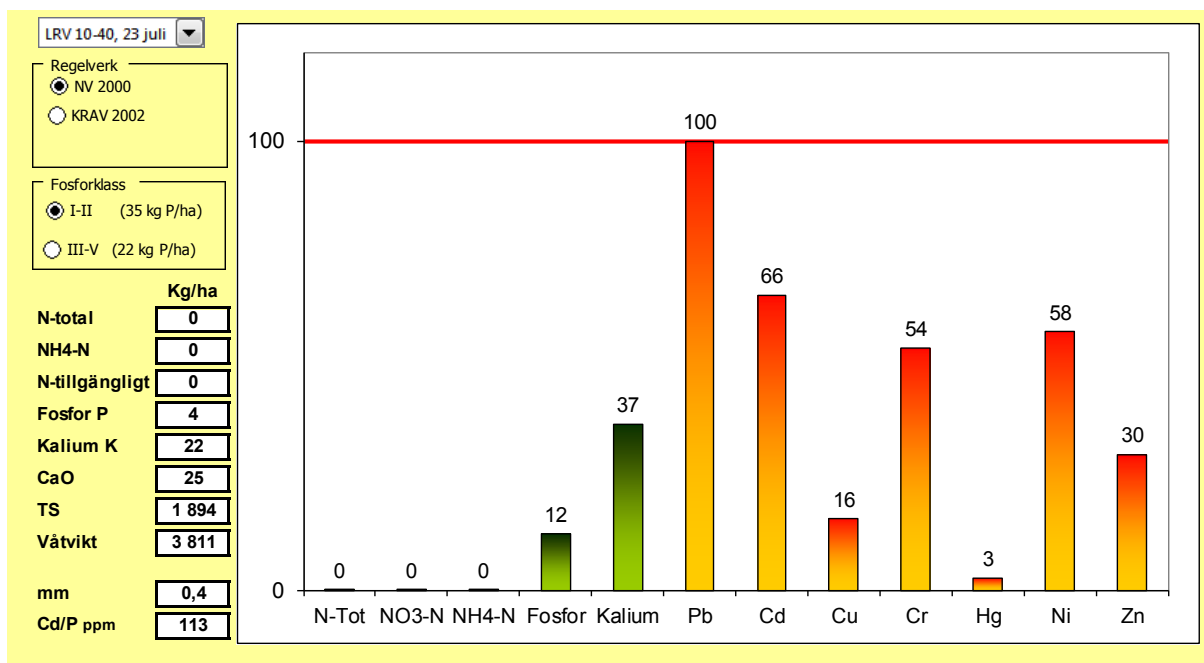
### Resultat och diskussion

I figur 22 ges en kvalitetsbeskrivning över kompostråvara i prov 2013-05-08 Spillepengen 10-40 mm, om den efter rötning används som gödselmedel på åker. Denna figur är baserad på tre enskilda prov, vid provtagningstillfälle 1. I denna kvalitetsbedömning relateras växtnäringsinnehållet till innehållet av tungmetaller och det visar sig att metallerna bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr) och nickel (Ni) är de största problemen. Vidare är kvoten mellan kadmium och fosfor i detta fall 225 ppm, vilket även kan uttryckas som 225 mg Cd per kg fosfor. Kväveinnehållet (N) är ej analyserat i något av proven.



Figur 22. Kvalitetsbeskrivning över kompostråvara i fraktionen 2013-05-07 Spillepengen 10-40 mm, om den skall användas som gödselmedel på åker, enligt kraven för biogödsel (SPCR 120) (Provtagningsstillfälle 1). Värdet 100 på y-axeln anger gränsvärdet för aktuell parameter och det ämne som först når 100 begränsar givan. I detta fall begränsas givan av blymängden (25 g/ha) vilket motsvarar 1603 kg TS/ha av råvaran.

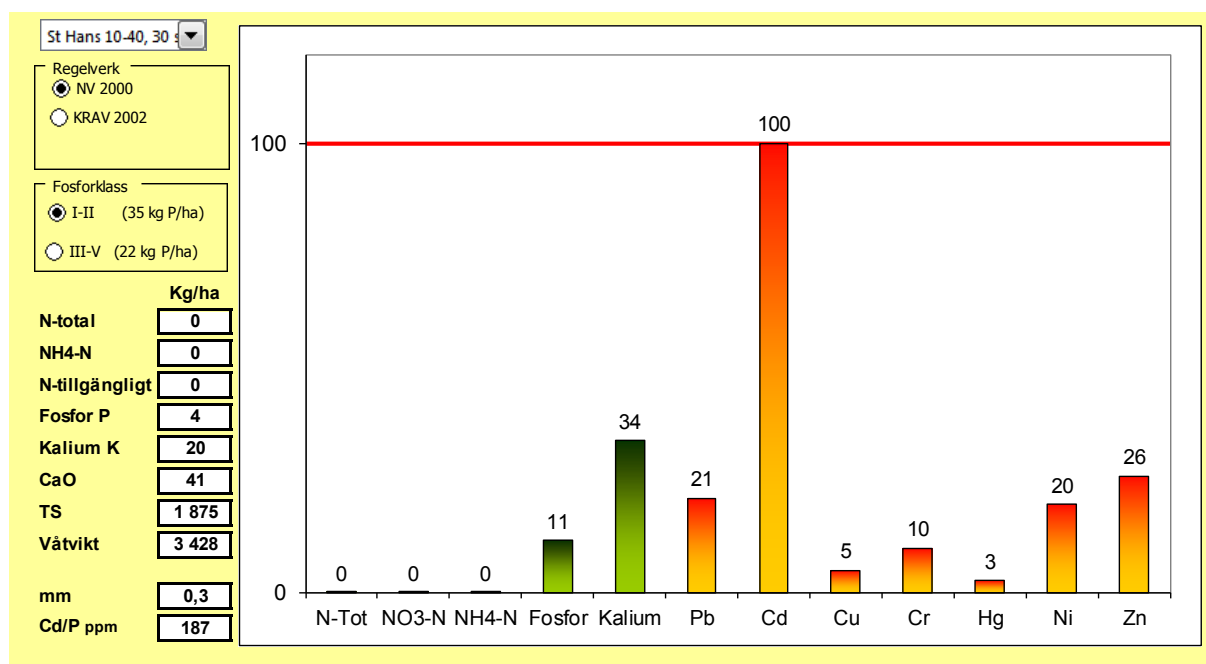
I figur 23 visas en kvalitetsbeskrivning över kompostråvara i fraktionen 10-40 mm, baserat på tre enskilda prov från LRV villa 2013-07-23, vid provtagningsstillfälle 2. I detta fall är Cd/P-kvoten halverad till 113 ppm jämfört med provet i figur 22. Vidare är tillförseln av fosfor fördubblad och kalium nästan fyrdubblad jämfört med provet i figur 22.



Figur 23. Kvalitetsbeskrivning över kompostråvara i fraktionen 2013-07-23 LRV villa 10-40 mm, om den skall användas som gödselmedel på åkermark, enligt kraven för biogödsel (SPCR 120). (Provtagningsstillfälle 2)



I figur 24 visas en kvalitetsbeskrivning över kompostråvara i fraktionen 10-40 mm, baserat på tre enskilda prov, vid provtagningstillfälle 3. I detta fall är Cd/P-kvoten 187 ppm. Vidare är tillförseln av fosfor och kalium i samma storleksordning som i provet i figur 23.



Figur 24. Kvalitetsbeskrivning över kompostråvara i fraktionen 2013-09-30 S:t Hans 10-40 mm, om den skall användas som gödselmedel på åkermark, enligt kraven för biogödsel (SPCR 120). (Provtagningstillfälle 3)

## Slutsats

Analyserna i detta projekt visar att kompostråvaran inte bör rötas tillsammans med "rena" organiska restprodukter, som källsorterat matavfall eller flytgödsel från lantbrukssektorn, eftersom Cd/P-kvoten i kompostråvaran är alldeles för hög. Kvoten ligger i intervallet 110-225 mg Cd per kg P. I källsorterat matavfall och klosettatten överstiger Cd/P-kvoten sällan 20 mg Cd per kg P. I avvattnat avloppsslam ligger kvoten i intervallet 30-40 mg Cd per kg P, för många reningsverk. Kompostråvaran bör i stället samrötas i en biogasanläggning för t.ex. alger och tång. Dessa har normalt en Cd/P-kvot på höga nivåer och föreslås därför separat behandling.

## Diskussion

Park- och trädgårdsavfall hanteras i ansevärliga mängder i Sverige, ca 450 000 ton per år, enligt Linné m.fl. (2008) och Stjärna (2014). Normalt används vedartat material över vissa dimensioner som fastbränsle, i form av bränsleflis eller bränslekross, medan resterande material vanligtvis behandlas genom kompostering.

Att förändra flödet och användningen av (grovt) vedartat material, från fastbränslesektorn till andra sektorer, är idag inte aktuellt. Det kan dock bli det i en framtid, då det finns mer effektiva metoder att förbehandla lignocellulosa för produktion av etanol och biogas.

Ett stort problem med trädgårdsavfallet är att det kommer till "uppsamlingsstationerna" i osorterad form, det vill säga allt ligger blandat huller om buller, inklusive jord och andra föroreningar. På mottagningsstationerna kan viss sortering ske genom att man siktar materialet. I flera fall krossar man det innan siktningen. Det finns ett antal potentiella problem för park- och trädgårdsavfall vid energiutvinning som måste belysas och utvecklas:

- sortering
- askhalt
- föroreningar
- förbehandling

### Askhalt

När man siktar materialet erhålls en finfraktion med hög askhalt. Detta är p.g.a. att jord och sand hamnar i denna fraktion. Sådant material har låg gaspotential och lämpar sig inte heller för eldning. Här kan troligen den siktade finfraktionen 0-10 mm som innehåller en stor andel jord och sand direkt användas som jordförbättring etc. Eventuellt kan det behövas en kortare komposteringstid för att denna finfraktion skall bli ännu mer jordlik. Marknaden för denna nya produktidé borde undersökas mer noggrant framöver.

### Föroreningar

Föroreningar i form av t.ex. tungmetaller är ett annat problemområde. Föroreningarna måste avlägsnas från flera fraktioner av park- och trädgårdsavfall om man skall kunna utnyttja rötresten som biogödsel på åkermark. Ett annat alternativ kan vara noggrannare källsortering där park- och trädgårdsavfallet uppstår för att inte kontaminera rena fraktioner med jord, sand och grus.

### Förbehandling

Det är uppenbart att en stor del av park- och trädgårdsavfallet innehåller ansevärliga mängder av lignocellulosa. Det för med sig att anaerob rötning för biogasproduktion av detta material går långsamt och att gasutbytena blir låga. Att förbehandla materialet så att lignocellulosan luckras upp medför att cellulosan blir tillgänglig för enzymatisk nedbrytning. Detta är en förutsättning för att öka utbytet i den anaeroba rötningen för att producera mer metangas.

## Sortering

Ovan diskuteras sorteringsbehovet av avfallet bland annat i samband med mottagandet. Det vore önskvärt om man vid avfallsstationerna kunde genomföra en insamling så att lättnedbrytbart material, t.ex. gräsklipp, löv, mossor och fallfrukt, samt mer vedartat material sorteras och hanteras var för sig (Waxegård 2013). Man kan försöka optimera energiutbytet och växtnäringåterförsl från park- och trädgårdsavfall genom att beakta punkterna nedan:

### Mer fastbränsle ur park- och trädgårdsavfallet

- Eventuellt skulle en siktning av kompostråvaran (0-40 mm) i en ny fraktion 20-40 mm ge ett fastbränsle med lägre askhalt jämfört med den fraktion 10-40 som studerats i projektet. Denna hypotes uppkommer när man extrapolerar resultaten rörande askhalterna i fraktionerna 0-10, 10-40 och 0-40. På så sätt skulle en fastbränslefraktion 20-40 mm med högre värmevärde kunna erbjudas marknaden, jämfört med fraktionen 10-40 mm.
- Ett annat alternativ för att få fram mer fastbränsle kan vara att initialt sikta det krossade park- och trädgårdsavfallet på ett såll med hålstorlek 30 mm i stället för 40 mm. På så sätt erhålls fraktionerna >30 mm (fastbränsle) och 0-30 mm (kompostråvara).
- Siktas sen fraktionen 0-10 mm eller 0-15 mm bort från fraktionen 0-30 mm, som ”direkt kompost”, så kvarstår en fraktion 10-30 mm eller 15-30 mm som antingen komposteras eller samrötas med annat avfall.

### Mer biogas ur park- och trädgårdsavfallet

- Utvecklad källsortering i hemträdgårdar, parker och på ÅVC:er med en tydlig inriktning både på biogas och på fastbränsle. T.ex. enligt förslaget från Waxegård (2013) där två fraktioner erhålls; en fraktion med mjukt lätt nedbrytbart material till biogas och en hård vedartad fraktion till fastbränsle. Man kan därmed skapa en mer utvecklad Lundamodell ”2.0” där både biogasråvaror och fastbränsleråvaror bejakas för att nå en bättre resurshushållning i samhället.

### Växtnäring från park- och trädgårdsavfall

- Det låga växtnäringssinnehållet jämfört med tungmetallinnehållet i kompostfraktionen (10-40 mm) medför att den efter rötning ej kan användas som biogödsel på åkermark där livsmedel eller foder produceras, enligt dagens certifieringsregler. Tillämpas torrötning kan det utrötade materialet användas t.ex. på parkmark eller annan mark där kraven inte är lika höga som vid användning på åkermark.
- Ett annat sätt att hantera problematiken med tungmetallerna i park- och trädgårdsavfallet kan vara att plocka ut metallerna i ett extra steg i rötningsprocessen, för att höja kvaliteten på växtnäringen och på så sätt skapa ett hållbart kretslopp för park- och trädgårdsavfallet.

## **Rekommendationer**

### **Utveckla dagens hantering för mer fastbränsle**

Utveckla dagens hantering av park- och trädgårdsavfall så att ännu större kvantiteter vedartat material kan säljas som fastbränsle jämfört med idag. Marknaden för både bränseflis och bränsekross är redan etablerad. Det vore intressant att undersöka om krossat och siktat park- och trädgårdsavfall, t.ex. i fraktionen >30 mm ger tillräckligt hög bränsekvitet, så det går att avyttra till värmeverk med bibehållen ekonomi.

### **Utveckla dagens hantering för mer biogassubstrat**

Dagens hantering av park- och trädgårdsavfall innebär att det finns metoder och teknik för att avskilja grövre vedartat material som fastbränsle. Resterna som kvarstår; ris, löv och gröna växtdelar komposteras normalt, men dessa skulle även kunna vara substrat för biogasframställning framöver. Mottagningen är sådan att allt avfall blandas för att sedan fraktioneras i en fastbränsefraktion och en fraktion för kompostering. För att öka mängden substrat lämpligt för biogasframställning behöver sorteringen i villaträdgårdar, parker och på mottagningsstationerna (ÅVC) utvecklas där de lätt nedbrytbara biogasfraktionerna sorteras och hanteras separat inför biogasframställningen. Denna idé borde utredas närmre och testas för att undersöka den praktiska biogaspotentialen för dessa restprodukter.

### **Utveckla metoder för ökad biogasproduktion och högre växtnäringskvalitet**

Ett effektivt insamlingssystem som ger källsorterat material efter användbarhet och nedbrytbarhet är önskvärt, se ovan. Avskiljning av material för förbränning bör göras även framledes, åtminstone till den dag då man har effektiv teknologi för att förbehandla lignocellulosa för t.ex. biogasrötning och etanolframställning. Mer forskning behövs för att öka utbytet av biogas från lignocellulosahaltigt park- och trädgårdsavfall.

I samband med rötningen bör metoder och teknik utvecklas för att avskilja tungmetaller så att rötresten blir fullt accepterad som biogödsel på åkermark. Detta kan ske med olika steg i röttningsprocessen, och detta behöver studera närmare i ett fortsättningsprojekt.

### **Slutsats rörande rekommendationer**

- Utveckla metoder för (käll)sortering, krossning och siktning av (blandat) park-och trädgårdsavfall, så en större andel högkvalitativt fastbränsle kan säljas.
- Utveckla metoder för källsortering av lättnedbrytbart material vid villor, i parker och på avfallsstationerna (ÅVC), t.ex. gräsklipp, häckklipp och frukt, för separat hantering till biogas.
- Utveckla förbehandlingsmetoder av vedartat material (grenar, kvistar etc.) så de ger mer biogas.
- Utveckla metoder för avskiljning av tungmetaller i rötprocessen, så biogödseln får en högre kvalitet och så den kan användas som gödselmedel på åkermark.

## Referenser

- Badshah M, Lam DM, Liu J, Mattiasson B. (2012) Use of an Automatic Methane Potential Test System for evaluating the biomethane potential of sugarcane bagasse after different treatments. *Bioresource Technology* 2012;114:262.
- Bengtsson A. (2012). Ekosystemtjänster från urbana grönytor - en systemstudie med fokus på kollagring och biobränsleproduktion i Lunds kommun. 105 pp. Examensarbete 2012, Institutionen för Teknik och samhälle, Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola <http://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=2857203&fileId=2857204>
- Bioenergihandboken, Svebio, <http://www.novator.se/bioenergy/facts/fuelinvest.pdf>. 2014-09-03
- Bioenergiportalen, <http://www.bioenergiportalen.se/?p=4108>, 2014-09-03
- Boldrin A, Lund Neidel T, Damgaard A, Bhandar G S, Møller J, Christensen T H. (2011) Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Management* 31 (2011) 619–630
- Davidsson Å, Gruvberger C, Christensen T H, Lund Hansen T, la Cour Jansen J. (2007) Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 27 (2007) 406–414.
- Johansson C och Blom A (2005). Lunds kommuns parkbeskrävningsavfall värmer ca 50 normalvillor per år! Institutionen för landskaps- och trädgårdsteknik, Kompendium 2005:2, SLU Alnarp <http://publikationer.slu.se/Filer/BiobrnslurparkavfallKompendieversion2.pdf>
- Jönsson M. (2007). Parkavfall som biobränsle genom förbränning – analys av ”Lundamodellen” samt en fallstudie av två skånska kommuners potential för användning av ”Lundamodellen”. Examensarbete inom Landskapsingenjörsprogrammet, 2007:27, SLU Alnarp, ISSN 1651-8160 <http://ex-epsilon.slu.se:8080/archive/00001956/>
- Larsson K N. (2011) Stubbtransporter – en jämförelse av tre olika transportsystem, Arbetsrapport 320 2011, Examensarbete 30hp D, Jägmästarprogrammet, SLU
- Linné M, Ekstrandh A, Englesson R, Persson E, Björnsson L & Lantz M. (2008) Den svenska biogaspotentialen från inhemska råvaror. *Avfall Sverige Utveckling Rapport* 2008:02.
- Nordberg U & Nordberg Å. (2007) Torrötning – kunskapssammanställning och bedömning av utvecklingsbehov. *JTI-rapport* 357.
- Nkemka VN, Murto M. (2010) Evaluation of biogas production from seaweed in batch tests and in UASB reactors combined with the removal of heavy metals. *Journal of Environmental Management* 2010;91:1573.

- Pettersson M. (2007) GRenar Och Toppar. Nya möjligheter för skogsägare. Norra skogsägarna. Umeå. [http://www.norra.se/SiteCollectionDocuments/GROT\\_www.pdf](http://www.norra.se/SiteCollectionDocuments/GROT_www.pdf)
- Sahlin J & Johansson I. (2014) Bränslekvalitet. Sammansättning och egenskaper för avfallsbränsle till energiåtervinning. Avfall Sverige. Rapport E2014:01. ISSN 1103-4092
- Schultz-Jensen N, Kádár Z, Thomsen A, Bindslev H, Leipold F. (2011) Plasma-Assisted Pretreatment of Wheat Straw for Ethanol Production. Appl Biochem Biotechnol 2011;165:1010.
- Shen S, Nges IA, Yun J, Liu J. (2014) Pre-treatments for enhanced biochemical methane potential of bamboo waste. Chemical Engineering Journal 2014;240:253.
- SNFS 1994:2. Statens naturvårdsverks föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket, ISSN 0347-5301.
- SPCR 120. Certifieringsregler för biogödsel – SP 2013.
- Stjärna H. (2014) Biogaspotential i park- och trädgårdsavfall. 95 pp. Examensarbete 2014, Miljö- och Energisystem, Institutionen för Teknik och samhälle, Lunds Tekniska Högskola.
- Strömberg, 2008, Stubbar som bränsle, Rapport TPS-08/06. TPS Branschforskningsprogram för Energiverk.
- Triolo J M, Pedersen L, Qu H, Sommer S G. (2012) Biochemical methane potential and anaerobic biodegradability of non-herbaceous and herbaceous phytomass in biogas production. Bioresource Technology 125 (2012) 226–232.
- Waxegård S. (2013). Trädgårdsavfall till biogas – Hur kan Lunds invånare sortera trädgårdsavfallet för biogasproduktion? Miljövetenskap, Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet.  
<http://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=3558903&fileId=3558904>
- Wikandari R, Gudipudi S, Pandiyan I, Millati R, Taherzadeh MJ. (2013) Inhibitory effects of fruit flavors on methane production during anaerobic digestion. Bioresource Technology 2013;145:188.

